BODENKUNDLICHE UND HYDROLOGISCH-HYDROCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN IN AUSGEWÄHLTEN HOCHLAGENGEBIETEN DES INNEREN BAYERISCHEN WALDES

Helmwart Förster

München ~~1988~~
1989

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554827_0039

BODENKUNDLICHE UND HYDROLOGISCH-HYDROCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN IN AUSGEWÄHLTEN HOCHLAGENGEBIETEN DES INNEREN BAYERISCHEN WALDES

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Forstwissenschaftlichen Fakultät
der Ludwig-Maximilians-Universität München

vorgelegt von
Helmwart Förster

München 1988

Tag der Promotion : 8.2.89
Berichterstatter : Prof. Dr. K.E. Rehfuess
Prof. Dr. U. Ammer

Meinen Eltern und
meinen Geschwistern

VORWORT

Die vorliegende Arbeit wurde am Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU München in den Jahren 1985-1988 durchgeführt und unter der FVA-Projektbezeichnung B 47 vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gefördert.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. K.E. Rehfuess für das Vertrauen, das er mir erwiesen hat, indem er mir bei Durchführung und Auswertung der Arbeiten weitgehend freie Hand ließ; beruhigend war die Gewißheit, daß er bei Bedarf stets mit Rat und Tat zur Seite stand.

Besonders danken muß ich außerdem meiner Kollegin Frau Hofmann-Schielle, die im Sommerhalbjahr 1985 an der Durchführung der Geländearbeiten maßgeblich beteiligt war.

Dank schulde ich der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (v.a. Herrn Strunz und Herrn Dr. Thiele) für die kostenlose Unterbringung sowie die großzügig gewährte Hilfe während der Geländearbeiten.
Auch dem Amtsvorstand des staatlichen Forstamts Zwiesel (Herrn FOR Demmelbauer) bzw. seinem Amtsvorgänger (Herrn FDir Waldherr) gilt mein Dank für die Bereitstellung einer Unterkunft während der monatelangen Geländeaufenthalte. Desgleichen danke ich für die Unterstützung bei der Anlage von Bodeneinschlägen durch Waldarbeiter des Forstamts.
Den staatlichen Forstämter Bodenmais und Kötzting danke ich für die Erteilung einer Fahrerlaubnis.

Zu Dank verpflichtet bin ich weiterhin Herrn Dr. Ruppert und Herrn Dr. Wittmann vom Bayerischen Geologischen Landesamt für die Durchführung von Spurenelementanalysen an 5 Pedons des Steinschachtengebiets.
Gleiches gilt für Frau Freitag (Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie der TU München), die DOC-Messungen an den Bachwässern vorgenommen hat.
Herrn Dr. Storch sei gedankt für die Hilfe bei den Vegetationsaufnahmen und Herrn Heinzler (FVA) für die Einführung in die Baumschadensansprache.

Zu danken habe ich ferner Herrn Dr. Feger (Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg) für wertvolle Tips zur Wasseranalytik.

Die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität nahm Frau Andriani-Völkl vor. Frau Heibl führte einen Teil der Gesamtelementbestimmungen durch, und Herr Holzmüller analysierte die Korngrößenzusammensetzung für einen Teil der zu untersuchenden Böden. Frau Kavan nahm die IC- und ICP-Messungen an den Wasserproben vor. Ihnen und allen übrigen Laborkräften des Lehrstuhls für Bodenkunde sei für die Hilfe bei den umfangreichen Analysen herzlich gedankt.

München, im Dezember 1988 Helmwart Förster

INHALTSVERZEICHNIS

Seite

Vorwort

A Allgemeiner Teil 1

1. Einleitung und Fragestellung 1

2. Die Untersuchungsgebiete 4

2.1. Geographische Lage, Relief und Position von Probe-Pedons und Wasserentnahmestellen 4

2.2. Geologie und Landschaftsgeschichte 6

2.3. Klima und Hydrologie 8

2.4. Vegetation 11

2.5. Bestandsgeschichte 11

2.6. Weitere Wasserentnahmestellen 14

3. Methodik 17

3.1. Bodenuntersuchungen 17
3.1.1. Geländearbeiten 17
3.1.2. Laborverfahren 18
3.1.3. Berechnungsverfahren 23

3.2. Wasseranalytik 26
3.2.1. Messungen vor Ort 26
3.2.2. Labormethoden 28
3.2.3. Berechnungsverfahren 32

3.3. Baumschadensansprachen 33

Seite

B Ergebnisse der Bodenuntersuchungen..... 34

1. Bodenphysikalische Parameter..... 34

1.1. Substrathomogenität und -schichtung..... 34
1.1.1. Korngrößenverteilung..... 34
1.1.2. Schichtungsnachweis und chemische Homogenität..... 37
1.1.3. Zur Problematik der Deckschichtengenese..... 41

1.2. Bodenwasserhaushalt..... 44
1.2.1. Porenvolumen und Wasserspeichervermögen..... 44
1.2.2. Bodeninterne Wasserbewegungen..... 45
1.2.3. Wasserversorgung..... 47

2. Chemische Eigenschaften der Böden..... 50

2.1. Bodenacidität..... 50

2.2. Organische Stoffe, Stickstoff und Phosphor..... 52
2.2.1. C-, N- und P-Gehalte..... 52
2.2.2. C-, N- und P-Vorräte..... 54
2.2.3. C/N- und C/P-Verhältnisse..... 57

2.3. Basenausstattung..... 59
2.3.1. Gesamtgehalte und -vorräte..... 59
2.3.1.1. Elementgehalte..... 59
2.3.1.2. Basenvorräte..... 62
2.3.1.3. Bilanzierungen..... 64
2.3.2. Austauschbare Basengehalte..... 68
2.3.2.1. Kationenaustauschkapazität und Basensättigung..... 68
2.3.2.2. Gehalte an austauschbaren Basen..... 71
2.3.2.3. Vorräte an austauschbaren Basen..... 74

2.4. Eisen, Aluminium und Mangan..... 78
2.4.1. Silikatische Fraktionen..... 78

Seite

2.4.2. Pedogene Oxide und Hydroxide..... 81
2.4.3. Austauschbares Aluminium, Eisen und Mangan.. 84
2.4.4. Verlagerung von Aluminium, Eisen und Mangan.. 85

2.5. Schwermetalle..... 91
2.5.1. Allgemeines..... 91
2.5.2. Zink und Kupfer..... 92
2.5.3. Blei..... 95
2.5.4. Nickel und Chrom..... 97

2.6. Wässrige Bodenextrakte..... 99
2.6.1. Hauptkationen..... 99
2.6.2. Eisen, Mangan, Zink und Kupfer.....103
2.6.3. Anionen.....105
2.6.4. Ökologische Bewertung.....106

3. Bodenformen und Bodenvergesellschaftung.....109

3.1. Bodentypenansprache und Kartierverfahren.....109

3.2. Bodenvergesellschaftung.....114

C Ergebnisse der Baumschadensansprachen.....118

D Hydrologische und hydrochemische Aufnahmen.....123

1. Genetische Zuordnung der untersuchten Wässer.....123

2. Hydrochemische Parameter.....126

Seite

2.1. Ionenbilanzen, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und pH-Wert.....126

2.2. Anionen.....135
2.2.1. Nitrat.....135
2.2.2. Sulfat.....138
2.2.3. Chlorid.....142
2.2.4. Hydrogencarbonat.....145

2.3. Kationen.....147
2.3.1. Magnesium und Calcium.....147
2.3.2. Aluminium, Eisen und Mangan.....152

2.4. Ammonium, Phosphor und Schwermetalle.....159

3. Ergebnisse der Korrelationsanalysen.....161

3.1. Korrelationen zwischen Abflußmenge und chemischen Parametern.....163
3.2. Korrelationen zwischen den verschiedenen hydrochemischen Parametern.....162

4. Zum Stoffhaushalt der Hochlagen-Ökosysteme...168

E Zusammenfassende Diskussion.....172

F Kurzfassung.....177

Literaturverzeichnis.....178

Anhang.....203

A Allgemeiner Teil

1. Einleitung und Fragestellung

Seit den 60er Jahren wird in Skandinavien eine Versauerung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen beobachtet und diskutiert (vgl. ODÉN, 1976), wobei unter "Versauerung" nach VAN BREEMEN u.a. (1984) eine Abnahme der Ökosystem-internen Säureneutralisierungskapazität (SNK) zu verstehen ist; sie geht oft mit absinkenden pH-Werten einher.
Nach den gängigen Vorstellungen (REHFUESS, 1981a u. 1983; VAN BREEMEN u.a., 1984; ULRICH, 1985 u. 1986; REUSS u. JOHNSON, 1986) werden als Folge eines anthropogen erhöhten SO_2-, NO_x-, SO_4- und NO_3-Eintrags verstärkt basisch wirkende Kationen aus dem Solum ausgewaschen. Diese Kationen werden in Form von Nitraten und Sulfaten mit dem Sickerwasser abgeführt. Voraussetzung für diesen Verarmungsvorgang ist eine weitgehende Erschöpfung des bodeninternen N- und S-Retentionsvermögens. In dieser Versauerungsphase lassen nachgeschaltete aquatische Ökosysteme keine absinkenden pH-Werte erkennen; oft kann sogar ein Anstieg der Na^+-, K^+-, Ca^{2+}- und Mg^{2+}-Konzentrationen in den Gewässern verzeichnet werden.
Erst mit abnehmendem Puffervermögen der Böden gelangen mit dem Sickerwasser zunehmend versauernd wirkende Komponenten, v.a. Aluminium, in die aquatischen Ökosysteme und leiten deren Versauerung ein: Man spricht von Gewässerversauerung.

Neben den externen Versauerungsfaktoren sind auch eine Reihe von bodeninternen Prozessen (z.B. Kationenaufnahme durch Pflanzen, Oxidationsvorgänge) an diesen Vorgängen beteiligt. Ihre Bedeutung kann von Standort zu Standort stark variieren.

Diese Modellvorstellungen werden zwar prinzipiell allgemein akzeptiert; umstritten ist jedoch, welche Bedeutung den einzelnen Faktoren für die Versauerung zukommt. Von der

einen Seite wird der "Saure Regen" für diese Vorgänge als vernachlässigbar angesehen. Die Versauerung der Ökosysteme wird vielmehr als Resultat bodeninterner Prozesse erklärt, welche durch einen Wechsel in der Landnutzung intensiviert worden sein sollen (z.B. ROSENQVIST, 1978; KRUG u. FRINK, 1983). Andere Autoren sehen in diesem Wechsel der Landnutzung nur einen modifizierenden Faktor. Ihrer Ansicht nach ist das Versauerungsgeschehen v.a. durch die anthropogen erhöhten atmogenen Schwefel- und Stickstoffeinträge zu erklären (z.B. ULRICH u.a., 1979, CHRISTOPHERSEN u. WRIGHT, 1981; SHARPE u.a., 1984).

Wie im Bereich des Fenno-Skandischen Schilds sind die skelettreichen und flachgründigen Böden in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes vorwiegend aus Kristallingestein hervorgegangen. Unter "Hochlagen" sollen in diesem Zusammenhang die Kammregionen oberhalb ca. 1200 m ü. NN verstanden werden, die von subalpinen Fichtenwäldern bestockt sind.
Ebenso wie in anderen süddeutschen Mittelgebirgsregionen werden seit etwa 1980 in dieser Höhenstufe flächenhaft auftretende Chloroseerscheinungen an Fichtennadeln beobachtet (vgl. BOSCH u.a., 1983; ZECH u. POPP, 1983; ZÖTTL u. MIES, 1983). Gemäß den nadelanalytischen Befunden sind diese Vergilbungen durch extremen Magnesiummangel und eine schlechte Calciumversorgung der Fichte induziert.
Nach einer vorläufigen Arbeitshypothese von BOSCH u.a. (1983) werden die Vergilbungserscheinungen durch atmogene Säuredeposition erklärt, welche eine Mg- und Ca-Auswaschung aus den Nadeln (sog. Leaching) und aus dem Boden (=Versauerung) bewirken soll. Besondere Bedeutung wird hierbei dem Leaching beigemessen, das durch episodische Ozon- und Frostschäden an Cuticula und Zellmembranen verstärkt ablaufen soll.

Die Rolle des Bodens im Wirkungsgefüge der verschiedenen Streßfaktoren dieser Fichtenerkrankung soll in der vorliegenden Arbeit überprüft werden.

- Zu untersuchen ist, welche Zusammenhänge zwischen der Nährelementausstattung der verschiedenen Hochlagenstandorte und dem Gesundheitszustand der Hochlagenfichten bestehen.

- Ferner soll überprüft werden, ob sich in den Hochlagen Versauerungsvorgänge nachweisen lassen, die mit einer nennenswerten Abfuhr an Basenkationen verbunden sind. Über die aktuelle Situation soll v.a. die chemische Zusammensetzung von Sicker- bzw. Bachwässern Auskunft geben.

- Falls solche Versauerungsprozesse im Boden nachweisbar sind, stellt sich die Frage, ob bzw. in welchem Ausmaß sie anthropogen verursacht sind. Da in den siedlungsfernen Hochlagen direkte menschliche Eingriffe unwahrscheinlich sind, ist v.a. an die Auswirkungen einer anthropogen erhöhten N- und S-Deposition zu denken.

- Ferner ist zu kontrollieren, ob in Sickerwässern und wässrigen Extrakten der Hochlagenstandorte nennenswerte Konzentrationen an freiem Aluminium auftreten, das nach ULRICH (1986) phytotoxisch wirken kann, oder ob in diesen humusreichen Gebirgsböden das Aluminium überwiegend in organischen Bindungsformen vorliegt.

Um diese Fragen zu klären, wurden mehrere Hochlagenareale bodenkundlich kartiert. An den zugehörigen Leitprofilen führte ich eine umfassende bodenchemische Inventur durch. Außerdem wurden im Rahmen dieser Untersuchungen zahlreiche hydrochemische Aufnahmen an Hochlagengerinnen vorgenommen.

2. Die Untersuchungsgebiete

2.1. Geographische Lage, Relief und Position von Probe-Pedons und Wasserentnahmestellen

Die drei bodenkundlich-hydrologisch bearbeiteten Untersuchungsgebiete liegen in den Kammregionen des Inneren Bayerischen Waldes, unmittelbar an der Grenze zur Tschechoslowakei (Abb. 1).

Zum Bereich des Forstamtes Zwiesel gehört das Arbeitsgebiet "Lackenberg". Es umfaßt die langgestreckten Hangpartien zwischen Ruckwiesberg (1269 m ü. NN) und Lackenberg (1337 m ü. NN) sowie den dazwischengelegenen Sattelbereich. Den geringen Gefällewerten in Plateau- und Sattellagen (ca. 2%) stehen Hangneigungen bis zu 20% am nordexponierten Oberhang des Lackenbergs gegenüber, auf dessen Gipfelverebnung die Staatsgrenze zur ČSSR verläuft. Am Unterhang des Lackenbergs tritt ein Quellhorizont zutage, der im Gelände an einem charakteristischen Wechsel der Bodenflora erkennbar ist. Hier wurden von mir an geeigneter Position (Entnahmestelle 1) regelmäßig Wasserproben gewonnen. Eine weitere Entnahme fand an einem Quellast des Gr. Höllbachs statt (Entnahmestelle 2), der den Sattelbereich entwässert (Abb. 1).

Die Arbeitsgebiete "Lusen" und "Steinschachten" befinden sich 1200-1300 m ü. NN innerhalb des Nationalparks Bayerischer Wald. Die östliche Grenze des Untersuchungsgebiets am Steinschachten ist durch die Staatsgrenze zur ČSSR vorgegeben, welche das Gipfelplateau in N-S Richtung durchzieht. Die auf bayerischer Seite anschließenden Hangbereiche variieren in ihrer Exposition zwischen NW und SO, wobei mit zunehmender Südexposition eine Hangversteilung auftritt, die mit Gefällewerten bis zu 50% einhergeht. Das einzige ganzjährig wasserführende Fließgerinne am Steinschachten stellt die Kaltenbrunner Seige dar. Dieses Bächlein entspringt am Übergang vom Gipfelplateau zum Oberhang einem kleinen Quellmoorfleck von ca. 10 m im Durchmesser. Eine Beprobung wurde unmittelbar im Quellbereich und 250 m unterhalb (Entnahmestelle 3 bzw. 5) regelmäßig durchgeführt; im Frühjahr

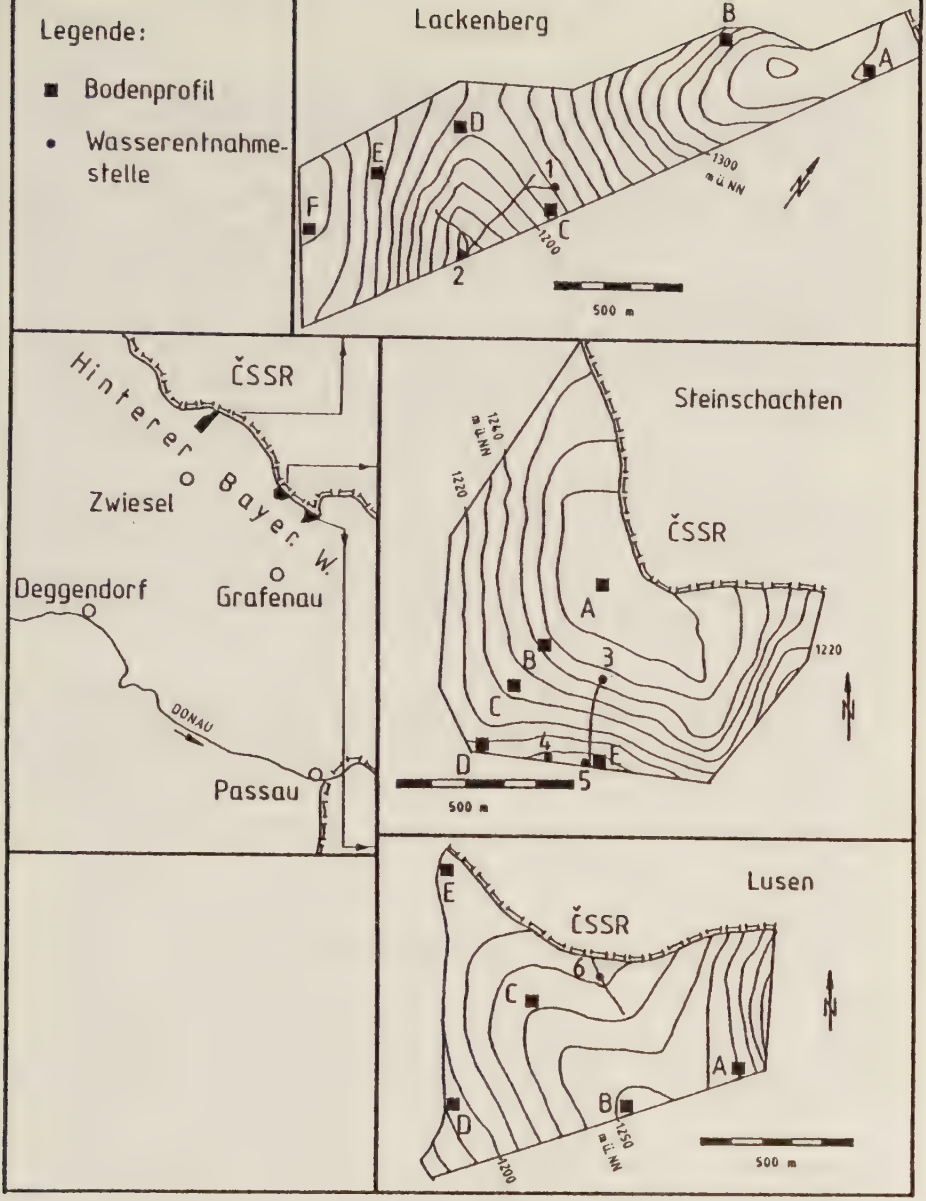


Abb. 1: Die Lage der 3 bodenkundlich und hydrologisch-hydrochemisch untersuchten Hochlagenareale im Inneren Bayerischen Wald. Die Ziffern bezeichnen Wasserentnahmestellen, die Großbuchstaben Probe-Pedons.

1988 bezog ich ferner ein temporär wasserführendes Gerinne (Entnahmestelle 4) in die Untersuchungen ein (Abb. 1).

Das Areal am Lusen umfaßt v.a. die nach NW geneigten Hänge am Simandlruck (1254 m ü. NN), der einen Vorgipfel des Lusen (1373 m ü. NN) darstellt. Es reicht im Norden bis an die Staatsgrenze, während es auf deutscher Seite durch den Böhmweg und die Zwölferlinie definiert ist. Verglichen mit dem Steinschachtengebiet sind die Hänge bei einem maximalen Gefälle von 12% relativ sanft geneigt. Vom steilen Lusen-Hauptanstieg wurde nur der NW- bzw. W-exponierte Unterhang in die Geländeaufnahme einbezogen; der stark blocküberlagerte Hangbereich oberhalb blieb ausgespart. Zwischen Lusen und Simandlruck befindet sich eine flache Talung, deren gleichsinniges Gefälle nach N gerichtet ist. Sie wird von einem temporär wasserführenden Fließgerinne benutzt, das von mir ebenfalls regelmäßig hydrochemisch untersucht worden ist (Entnahmestelle 6).

Allgemein kann man sagen, daß den Gerinnen in den Hochlagen oft ein morphologisch gut definiertes Bachbett fehlt. Dies gilt insbesondere für die temporär auftretenden Bäche. Lage, Reliefverhältnisse, die Position der Probe-Pedons und die Lage der Wasserentnahmestellen sind in Abb. 1 dargestellt.

2.2. Geologie und Landschaftsgeschichte

Das Grundgebirge des Inneren Bayerischen Waldes setzt sich vorwiegend aus Graniten und Gneisen zusammen. Aufgrund des Stoffbestands lassen sich die Gneise auf eine Sedimentabfolge von Tonschiefern, Mergeln, Quarzsanden, Tuffiten und quarzführenden Grauwacken zurückführen, welche vor über 600 Mio. Jahren abgelagert worden sind. Sie haben im Laufe der späteren Gebirgsbildungsphasen mehrfach eine metamorphe Überprägung bzw. Umgestaltung erfahren (MADEL u. a., 1968). Diese Gesteine sind daher als polymetamorphe Paragneise anzusprechen.
Die Cordierit-Sillimanit-Gneise und die Quarz-Biotit-Plagioklas-Gneise am Lackenberg sowie die Cordierit-Gneise am

Steinschachten, sind wahrscheinlich schon im Erdaltertum während der Moldanubischen Baustufe im Zuge der assyntischen Orogenese entstanden. Ihre endgültige Ausprägung erhielten sie im Laufe der variskischen Gebirgsbildung vor rund 300 Mio. Jahren. Die Gneise sind meist plattig strukturiert, können aber auch unterschiedlich starke Faltung (z. B. am Steinschachten) aufweisen. In der Regel überwiegen die hellen Gemengteile mit Quarz, Na- bzw. Ca-führenden Plagioklasen und K-reichem Muskowit bzw. Kalifeldspat. Als dunkle Gemengteile treten v.a. die Alumosilikate Biotit und Cordierit auf. Beide Minerale zeichnen sich durch erhöhte Mg- und Fe-Gehalte aus.

Während der variskischen Orogenese drangen magmatische Schmelzen aus dem Erdinneren in die vorhandenen Gesteinskomplexe ein und kristallisierten zu relativ grobkörnigen Graniten aus. Zu ihnen gehört der Ältere Finsterauer Kristallgranit, der im Arbeitsgebiet am Lusen ansteht (BAUBERGER, 1977). Dieses Gestein besteht zu ca. 1/3 aus Quarz, während die restlichen beiden Drittel fast nur auf Kalifeldspäte und Plagioklase entfallen. Als dunkler Gemenganteil tritt in nennenswerten Mengen nur der Biotit auf, dessen Anteil jedoch meist weniger als 10 Vol.% beträgt (BAUBERGER, 1977).

Wie der Geologischen Karte von Bayern zu entnehmen ist, findet man am Lackenberg und Lusen kleinräumig basenreiche, magmatische Ganggesteine (MADEL u.a., 1968; BAUBERGER, 1977). Zu erwähnen sind die Gabbro-, Metabasit- und Nadeldioritvorkommen im Kartiergebiet am Lusen und die lokalen Pegmatite, Amphibolite und Quarze am Lackenberg. Um dieser wechselnden geologischen Ausgangssituation gerecht zu werden, sind am Lusen Granitstandorte und ein basenreicherer Gabbrostandort unterschieden worden; für den Lackenberg war dies nicht notwendig.

Im späteren Paläozoikum und Mesozoikum wechselten Meerestransgressionen und -regressionen im Gebiet des heutigen Bayerischen Waldes einander ab. Seit den letzten stärkeren tektonischen Veränderungen im Oligozän unterliegt der Bayerische Wald als Festlandsscholle den jeweils dominierenden Abtragungsmechanismen. Bis ins Pliozän hinein herrschte ein subtropisches Klima vor, das mit Rumpfflächenbildung verbun-

den war. Relikte dieser alten Verebnungsflächen sind in den heutigen Hochlagenplateaus zu sehen, welche von der postglazial einsetzenden Zertalung bisher weitgehend verschont geblieben sind.
In den pleistozänen Kaltzeiten wurden die tiefgründigen tertiären Verwitterungsdecken weitgehend abgetragen oder umgelagert. Eine Vergletscherung konnte im Bayerischen Wald bisher nur für die letzte Vereisung (Würmeiszeit) anhand von Moränenwällen sicher nachgewiesen werden (HAUNER, 1980). Sie beschränkte sich offenbar auf einzelne Talgletscher und erfaßte nicht die gesamten Hochlagen. Im peripheren Einzugsbereich eines solchen Gletschers lag möglicherweise das Untersuchungsgebiet am Steinschachten.
Mit dem Ende der Würmeiszeit vor rund 10 000 Jahren setzte die holozäne Bodenentwicklung ein.

2.3. Klima und Hydrologie

Der Innere Bayerische Wald liegt in einer Übergangszone vom ozeanischen zum mehr kontinental geprägten Klimabereich. Der NW-SO-orientierte Hauptkamm erhält bei dem vorwiegend zonal gerichten Luftmassentransport unserer Breiten die Funktion einer Klima- und Wasserscheide.

Nach ELLING u. a. (1987) betragen die mittleren Jahresniederschläge in den Hochlagen 1300-1800 mm. Im Jahresgang tritt ein deutliches Sommermaximum und ein sekundäres Maximum im Winter auf. Wie der Vergleich mit Meßstationen im Harz (Brocken, 1150 m ü. NN) und im Schwarzwald (Feldberg, 1480 m ü. NN) verdeutlicht, sind die langjährigen mittleren Jahressummen in den Kammlagen des Inneren Bayerischen Waldes als sehr hoch einzustufen. Bemerkenswert ist, daß die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen am Gr. Arber selbst von der rund 150 m höher gelegenen Station am Feldberg nicht erreicht werden (Abb. 2).
Damit weist sich der Innere Bayerische Wald als ausgesprochen niederschlagsreicher Gebirgszug aus.

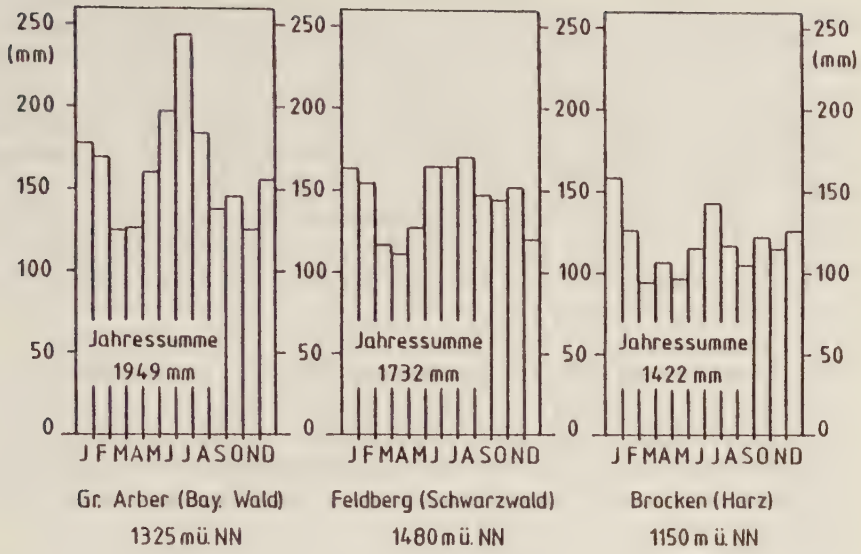


Abb. 2: Langjährige (1931-1960) mittlere Monats- und Jahressummen des Niederschlags für Meßstationen verschiedener deutscher Mittelgebirge (nach Unterlagen des DWD, zit. nach ELLING u.a., 1987).

Das Gesamtwasserangebot der Hochlagen wird durch häufige Nebellagen beträchtlich erhöht. Dies konnte BAUMGARTNER (1958) anhand einer Meßreihe am Gr. Falkenstein (1315 m ü. NN) nachweisen. Gemäß seiner Untersuchung kann der Nebelniederschlag größenordnungsmäßig die Mengen von Schnee und Regen erreichen. Häufige Nebelbildung hat ferner eine verminderte Insolation zur Folge und ist daher mitverantwortlich für die regelmäßig langanhaltende winterliche Schneebedeckung. Sie baut sich meist während des Novembers auf und verschwindet erst im Laufe des folgenden Juni, so daß rund sieben Monate im Jahr winterliche Verhältnisse herrschen. Ein Ausfrieren des Bodens wird dadurch verhindert (WALDMANN, 1959).
Die langjährigen Messungen am Gr. Falkenstein ergeben eine mittlere Jahrestemperatur von 3,6°C (nach Unterlagen des

DWD; zitiert nach ELLING u.a., 1987). Die höchsten Monatswerte findet man für den Juli (+12,0°C), die niedrigsten für den Januar (- 5,6°C). Dieser Temperaturspanne von 17,6°C stehen die geringeren Schwankungen im Schwarzwald (15,1°C am Feldberg) und Harz (15,5°C am Brocken) gegenüber, welche auf ein mehr ozeanische geprägtes Klimaregime zurückzuführen sind.
Von den 1300-1800 mm Jahresniederschlag werden in den Hochlagen ca. 400 mm durch die Evapotranspiration verbraucht; die restlichen rund 1000 mm gelangen über den Boden zum Abfluß (KERN, 1954).

Die hydrologischen Verhältnisse können starke saisonale Unterschiede aufweisen. Exemplarisch seien die Abflußwerte des Schreierbachs (Rachelgebiet) angeführt, welche gegen Ende der Schneeschmelze 1987 rund 128 l/sek. erreichten, bei spätsommerlichen Niedrigwasserverhältnissen aber nur auf 2,9 l/sek. kamen.

Für den Zeitraum der Wasserentnahmen (Herbst 1986 bis Sommer 1988) sei hier kurz der Witterungsverlauf charakterisiert: Nach einem milden, niederschlagsarmen Herbst 1986, bildete sich Ende Dezember 1986 eine mächtige Scheebedeckung in den Hochlagen aus. Sie war meist erst im Juni des folgenden Jahres wieder verschwunden, zumal bis in den Sommer hinein eine naßkalte Witterung vorherrschte. Spätsommer und Herbst 1987 waren dagegen mild und zeichneten sich durch relativ geringe Niederschläge aus. Eine dicke Schneedecke konnte sich erst im Februar/März 1988 im Gefolge von ergiebigen Schneefällen bilden. Bei anhaltenden Schönwetterperioden war sie bereits im Mai weitgehend ausgeapert. Die letzten Reste waren Ende Juni abgetaut.

2.4. Vegetation

Bedingt durch die feucht-kalten Klimaverhältnisse, dominieren in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes als natürliche Vegetation artenarme, lichte Hochlagenfichtenwälder (Soldanello-Piceetum-barbilophozietosum nach PETERMANN u. SEIBERT, 1979). Ihr Erscheinungsbild wird durch die gedrungen gewachsene, kurz- bis mittelschaftige Hochlagenfichte bestimmt, deren herabhängende Äste ein Abgleiten der winterlichen Schneemassen ermöglichen. Daneben kann sich unterständig noch Vogelbeere und Bergahorn vereinzelt behaupten. Die relativ geringe Bestandsdichte dieser subalpinen Fichtenwälder geht einher mit einer artenarmen, geschlossenen Bodenvegetation. Typisch sind die Drahtschmiele (deschampsia flexuosa), das Bergreitgras (calamagrostis villosa), die Heidelbeere (vaccinium myrtillus) und die Bergtroddelblume (soldanella montana). Diese Pflanzengesellschaft ist für diese Höhenstufe so charakteristisch, daß sie von ELLING u. a. (1987) zur Definition der Hochlagen herangezogen worden ist.

In den Oberen Hanglagen, wo die edaphischen und klimatischen Gegebenheiten günstiger sind, wird sie von fichtenreichen Dornfarn-(Tannen)-Buchen-Wäldern (Luzulo-Fagion nach PETERMANN u. SEIBERT, 1979) abgelöst, bei denen die Bodenflora flächenmäßig gegenüber der Streubedeckung zurücktritt. Der Kümmerwuchs der Rotbuche weist darauf hin, daß hier die Obergrenze ihrer natürlichen Verbreitung erreicht ist. Bei den Kartierarbeiten wurde diese Vegetationszone nur noch kleinräumig erfaßt.

2.5. Bestandsgeschichte

Bis ins 19. Jahrhundert hinein liegen keine genauen Angaben über die Nutzungsart und -intensität in den Hochlagenfichtenwäldern vor. In allen drei Arbeitsgebieten muß allerdings mit einer mehr oder weniger extensiven Holznutzung gerechnet werden, weil sie im Einzugsbereich von ehemaligen Glashütten

liegen, deren Ursprünge zum Teil bis ins 14. Jahrhundert zurückreichen (SELLNER, 1988). In erster Linie ist an die Gewinnung von Pottasche durch Aschenbrenner zu denken, die in einer Woche bis zu 30 Bäume verarbeiten konnten. Die Holznutzung durch Glashütten scheint im Bayerischen Wald zeitweise recht intensiv betrieben worden zu sein, denn gegen Ende des 18. Jahrhunderts mußte die Aschenbrennerei im gesamten Ostbayerischen Grenzgebirge wegen Holzmangels eingestellt werden. Die nötige Pottasche führte man nun aus Böhmen und Ungarn heran (mündl. Mitt. durch Hr. BÄUML, NPV Grafenau, 1987). In welchem Rahmen auch die Bestände der Arbeitsgebiete davon betroffen waren, ist unbekannt. Im Lackenberggebiet ist die Rolle der Glashütten wahrscheinlich etwas geringer einzuschätzen, weil dieses Gebiet seit dem späten Mittelalter Staatswald ist.

Neben einer Nutzung durch die Glasindustrie, muß in den Hochlagen allgemein mit einer Waldweidenutzung gerechnet werden, welche teilweise erst vor wenigen Jahrzehnten eingestellt worden ist. Die genauesten Angaben liegen für den Lackenberg vor, wo bereits 1613 der Ruckwiesschachten als größter Weideschachten des Bayerischen Waldes angelegt worden ist. Er wurde nach PRIEHÄUSSER (1965) bis 1963 noch als Viehweide genutzt. Das zugehörige Waldweiderecht dieses Schachtens umfaßte nahezu das gesamte Kartiergebiet am Lackenberg. Nach Aufzeichnungen aus den Jahren 1904-1929, erfolgte damals an rund 110 Tagen im Jahr auf 2000 ha eine Tag- und Nachtbeweidung durch ca. 140 Jungstiere (nach Unterlagen des Forstamts Zwiesel). Im Vergleich zur Almwirtschaft der Bayerischen Alpen ist diese Nutzung als extensiv zu bezeichnen. Auch für die Hochlagenareale an Steinschachten und Lusen ist eine derartige Nutzung bis ins 19. Jahrhundert hinein anzunehmen. Einen Hinweis darauf gibt das ehemals am Lusen gelegene "Obere Waldhaus", das der Stadt Grafenau gehörte und einem städtischen Hirten als Unterkunft diente. 1837 kaufte der Bayerische Staat das Gebäude mit allen Rechten auf, riß das Haus ab und forstete die zugehörige Freifläche auf. Eine Verpachtung der ehemals damit verbundenen Waldweiderechte an die umliegenden Gemeinden kann noch für das Jahr 1838 anhand alter Forstamtsbeschreibungen nachgewiesen werden. Diese Praxis wurde in den folgenden Jahrzehnten allmählich eingestellt.

Düngungsmaßnahmen sind in den Hochlagen nur vereinzelt und kleinflächig durchgeführt worden. Von meinen Arbeitsgebieten ist davon nur das Areal am Lusen betroffen, wo anläßlich eines Fichtenvollmastjahres 1958 der Versuch unternommen wurde, durch entsprechende Arbeitsschritte die Naturverjüngung zu fördern. Zu diesem Zweck entfernte man den verjüngungsfeindlichen Grasfilz und arbeitete in die obersten 10-15 cm des Bodens eine $CaCO_3$-Gabe von 20 Ztr./ha ein (v.BÜLOW, 1964). Diese Maßnahmen beschränkten sich auf Verjüngungsflächen von wenigstens 0,1 ha. Insgesamt war im Lusengebiet davon eine Gesamtfläche von rund 10 ha betroffen. In den Jahren bis 1963 brachte man ferner insgesamt 3 Ztr./ha Nitrophoska blau und 1 Ztr./ha Hyperphosphat auf diese Flächen aus, um das Höhenwachstum der Jungfichten anzuregen (KAATZ, 1987).
Wegen der geringen Gaben und des inzwischen verstrichenen Zeitraums, sind heute allerdings keine Effekte auf den bodenchemischen Zustand mehr zu erwarten.

Erste Bestandsbeschreibungen liegen für die Gebiete an Lusen und Steinschachten in Form von alten Forstamtsoperaten vor, die nach dem Ankauf der Waldungen durch den Bayerischen Staat angelegt worden sind. Die Bestände werden darin als urwaldähnlich beschrieben. Für die Wälder am Lackenberg sind erst für 1929 Bestandsbeschreibungen in den Unterlagen des Forstamts Zwiesel vorhanden.

Ein einschneidendes Ereignis stellten offenbar die Windwürfe von 1868/70 dar. Wie alten Karten zu entnehmen ist, war das gesamte Steinschachtengebiet flächenhaft betroffen, während am Lusen nur relativ kleine Bereiche davon berührt waren (ELLING u. a., 1987). Die Bestände dieser ehemaligen Windwurfareale zeichnen sich noch heute durch eine auffallende Gleichaltrigkeit aus. Über die Auswirkungen dieser Ereignisse am Lackenberg lassen sich keine näheren Angaben machen. Sie waren jedoch im Falkensteinmassiv allgemein so verheerend, daß die Windwürfe und die nachfolgende Borkenkäferkalamität erst nach Jahren aufgearbeitet waren (PRIEHÄUSSER, 1965). Bis zu diesem Zeitpunkt waren die Hochlagenbestände um das Falkensteinmassiv nach Aktennotizen des Forstamts Zwiesel nahezu unberührtes Altholz. Die entstandenen Freiflächen forstete man teilweise mit Handelssaatgut

bzw. -pflanzen auf. Ein entsprechender Hinweis findet sich in den Forstamtsunterlagen. Erst nach weiteren Windwurfereignissen (z.B. 1927), legte man auf die Verwendung von heimischen Provenienzen Wert. Außerdem erkannte man zunehmend die hochwasserdämpfende Wirkung der Hochlagenwälder und wies sie als Schutzwälder aus, zumal wegen geringer Wuchsleistung und schlechten Bringungsverhältnissen eine intensivere forstliche Nutzung wenig sinnvoll war. Sie beschränkte sich im wesentlichen auf die Aufarbeitung von Windwürfen und Schneebrüchen.

Alle drei Arbeitsgebiete sind heute bis auf kleinere Verjüngungsflächen von Altbeständen bestockt und unterliegen keiner forstlichen Nutzung.

2.6. Weitere Wasserentnahmestellen

Außer an Lusen, Steinschachten und Lackenberg, wurden in fünf weiteren typischen Hochlagen-Einzugsgebieten von mir Wasseruntersuchungen durchgeführt. Diese Gebiete werden gegenwärtig ebenfalls vom Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU (München) bodenkundlich aufgenommen und untersucht.

Zu ihnen gehört das Areal am Rachelwesthang, (Nationalpark Bayerischer Wald, Abt. Obere Hohe Wand), wo sporadisch Entnahmen an der Wasserversorgung des Waldschmidt-Hauses (Entnahmestelle 7) und an der Obergrenze eines breiten Quellmoorgürtels (Entnahmestelle 8) vorgenommen wurden. Eine regelmäßige Beprobung wurde ferner unterhalb dieses Quellmoorstreifens (Entnahmestelle 9) durchgeführt. Die daran anschließenden Hangpartien sind ganzjährig vernäßt und werden von mehreren kleineren Bächen entwässert, deren geometrischer Zickzack-Verlauf auf menschliche Eingriffe schließen läßt. Das wichtigste dieser Fließgerinne stellt der Schreierbach (Entnahmestelle 11) dar, welcher ebenfalls regelmäßig hydrochemisch untersucht worden ist. Daneben wurde während der Schneeschmelze 1988 ein temporäres Fließgerinne (Entnahmestelle 10) in die Untersuchungen einbezogen.

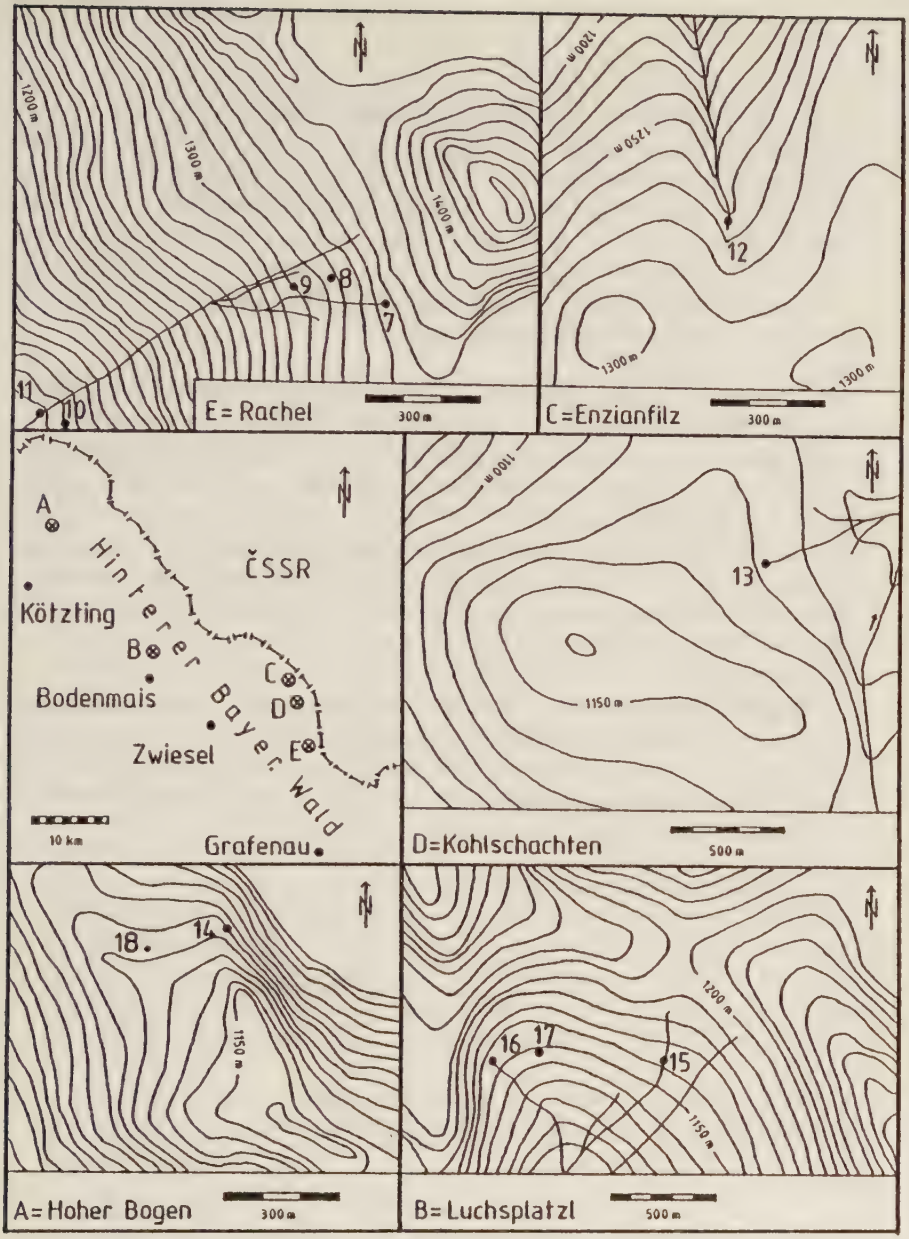


Abb. 3: Geographische Lage der zusätzlichen Wasserentnahmestellen (Ziffern) in Hochlagenarealen des Inneren Bayerischen Waldes.

Als ehemaligen Entwässerungsgraben kann man auch einen Quellast des Moosbachs (Entnahmestelle 15) identifizieren, der am Südwesthang des Kl. Arbers (Abt. Luchsplatzl) in ca. 1200 m ü. NN entspringt. Seinen Chemismus erfaßte ich seit dem Frühjahr 1987. Eine nahegelegene Quelle (Entnahmestelle 16), welche an einem Quellmoorfleck entspringt, und ein temporäres Fließgerinne (Entnahmestelle 17) wurden ebenfalls in gewissen Zeitabständen beprobt.

Ein anderes Entnahmegebiet befindet sich östlich von Buchenau in den Hochlagen am Enzianfilz (Forstamt Zwiesel), wo die Quelle eines ganzjährig wasserführenden Bächleins (Hochfichtenbach, Entnahmestelle 12) in die hydrochemischen Aufnahmen einbezogen war.
Hingegen konnten in den Gebieten am Kohlschachten (Forstamt Zwiesel) und am Hohen Bogen (Forstamt Kötzting) nur zur Zeit der Schneeschmelze und nach Starkregen Wasserproben gewonnen werden (Entnahmestelle 13 bzw. 14).

An Rachel, Luchsplatzl und Enzianfilz liegt als Ausgangsgestein Gneis vor, am Kohlschachten ein auffallend grobkörniger Granit. Einen Sonderfall stellt der Hohe Bogen dar, der aus einem dunklen Amphibolit aufgebaut ist. Die Lage der Entnahmestellen ist Abb. 3 zu entnehmen.

3. Methodik

3.1. Bodenuntersuchungen

3.1.1. Geländearbeiten

In den Sommermonaten der Jahre 1985/86 nahm ich die drei Arbeitsgebiete mit einem 1m-Schlagbohrstock (Pürckhauer) bodenkundlich auf. Dies geschah mit Hilfe eines Bohrpunkte-Rasters, dessen Abstände je nach Reliefsituation zwischen 25 und 100 m variierten. Die einzelnen Aufnahmepunkte wurde hierzu mittels Kompaß und Schrittmaß ausgemessen.
Die Bohrstockprotokolle dienten der räumlichen Ausgliederung verschiedener Bodenformen und ihrer kartographischen Darstellung im Maßstab 1 : 10 000. Sie boten außerdem eine Entscheidungshilfe bei der Anlage von repräsentativen Bodeneinschlägen, die anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE, 1982) sorgfältig aufgenommen wurden.
Die Farbansprachen erfogte mit Hilfe der Munsell-Farbtafeln direkt am Profil. Ferner gingen Horizontmächtigkeiten, Dichte, Gefüge, Humusgehalt, Bodenart und Durchwurzelungsintensität in die Beschreibung ein. Nach Abschluß der Profilaufnahme, wurde an den drei zugänglichen Grubenwänden eine horizontweise, repräsentative Beprobung (ELLING u. REHFUESS, 1984) durchgeführt. In entsprechend beschrifteten Papiertüten gelangten die Proben zur weiteren Bearbeitung ins Labor. Wegen der allgemein hohen bis sehr hohen Skelettgehalte sah ich von volumenbezogenen Beprobungen mittels Stechzylinder ab.
Im Herbst 1986 wurden ausgewählte Bodeneinschläge von mir ein weiteres Mal aufgesucht und beprobt, um wässrige Extrakte herzustellen.

3.1.2. Laborverfahren

Bodenaufbereitung

Nach ihrer Ankunft im Labor wurden die feldfrischen Bodenproben zunächst luftgetrocknet. Dann siebte man den Mineralboden auf <2mm, die organische Auflage auf <5mm. Jeweils ein Aliquot davon wurde anschließend in einer Schwingscheibenmühle gemahlen. Bis zur weiteren Verarbeitung füllte man die Proben in Gläser mit Schraubverschluß und bewahrte sie im Keller auf.

Die für wässrige Extrakte vorgesehenen Proben wurden ohne weitere Vorbehandlung sofort nach dem Eintreffen im Labor tiefgefroren und bis zur weiteren Bearbeitung dort aufbewahrt.

Die von mir verwendeten bodenchemischen Analysenverfahren stimmen mit den am Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU (München) verwendeten überein. Bezüglich der theoretischen Grundlagen der einzelnen Arbeitsmethoden sei auf die zitierte Literatur verwiesen. Mit Ausnahme der Korngrößenbestimmungen ist bei sämtlichen Analysen zu Kontrollzwecken mit Parallelproben und Referenzwerten gearbeitet worden.

Gesamtstickstoff

Zur Anwendung kam ein modifiziertes Verfahren nach KJELDAHL, das auch den Nitrat-Stickstoff erfaßt (FASSBENDER u. AHRENS, 1977). Die aufgeschlossenen Bodenproben wurden mit 30% iger NaOH in eine Vorlage aus 25 ml Borsäure und zugegebenem Mischindikator destilliert; die verbrauchte Borsäure wurde mit 0,05 M HCl rücktitriert.

Gesamtkohlenstoff

Da bei den vorliegenden tiefen pH-Werten Carbonate in den Böden fehlten, war der organisch gebundene Kohlenstoff mit dem Gesamtkohlenstoff gleichzusetzen. Dieser wurde durch thermische Oxidation und anschließende konduktometrische CO_2-Erfassung (SCHLICHTING u. BLUME, 1966) an einem Carmhomat 8-ADG der Fa. WÖSTHOFF gemessen.

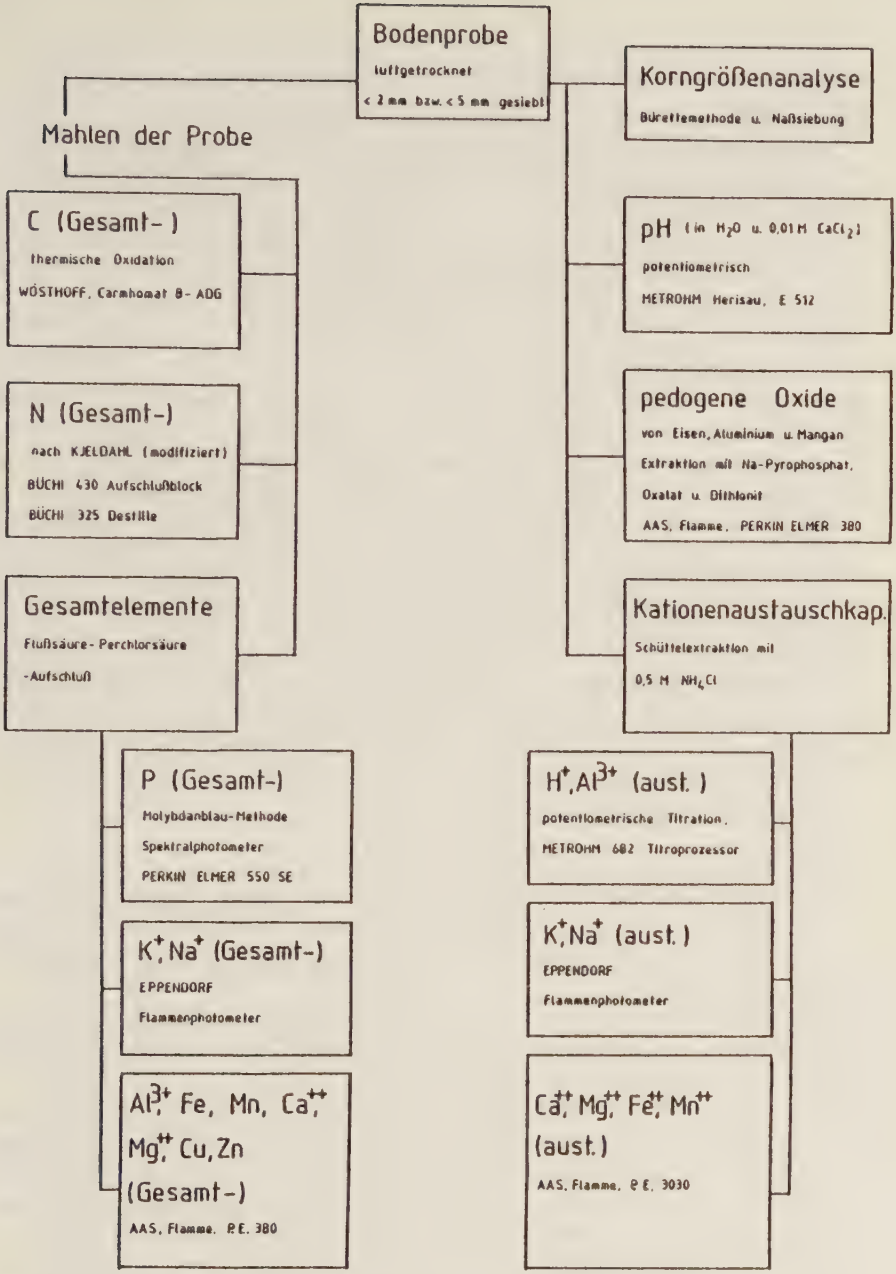


Abb. 4: Analysengang für Bodenproben.

pH

Der pH-Wert der Bodenproben wurde in H_2O und in 0,01 M $CaCl_2$-Lösung potentiometrisch mit einer Einstabmeßkette (Fa. METROHM) ermittelt. Das Verhältnis Boden/Lösung betrug bei Mineralbodenhorizonten 1 : 5, während in Auflagenhorizonten die Relation bei 1 : 12,5 lag. Die in $CaCl_2$ gemessenen Werte sind nach RITWA (1965) mit anderen Meßreihen direkt vergleichbar, wenn das Boden/Lösung-Verhältnis ähnlich ist.

Körnungsanalysen

Unter Zugrundelegung des STOKES'schen Gesetzes wurden mittels eines Büretteverfahrens (FABRICIUS u. MÖLLER, 1970) der Reihe nach die Fraktionen <45µm, <32 µm, <16 µm, <8 µm, <4 µm und <2 µm während eines Sedimentationsvorgangs erfaßt. Bei der anschließenden Naßsiebung erhielt man die Körnungsintervalle von 32-63 µm, 63-125 µm, 125-500 µm, 500-1000 µm und 1000-2000 µm. Vor Beginn dieses kombinierten Arbeitsgangs wurden die Proben mit 30% igem H_2O_2 behandelt, um die organischen Stoffe zu oxidieren. Ferner wurde 0,1 M Na-Pyrophosphat zugesetzt, um Sekundäraggregate zu beseitigen bzw. eine Dispergierung zu erreichen. Der ganze Arbeitsvorgang wurde wiederholt, wenn Sieb- und Schlämmkorn im Überschneidungsbereich der Summenkurve eine Differenz von über 5 Gewichtsprozent aufwiesen.

Gesamtelemente

Gesamtelementbestimmungen wurden in einer Flußsäure-Perchlorsäure-Aufschlußlösung vorgenommen. Den Aufschluß selbst führte ich in Teflonbechern auf einem zugehörigen Heizblock bei 250°C durch.

Gesamtphosphor wurde nach Reduktion des Molybdat-Phosphor-Komplexes kolorimetrisch bei einer Wellenlänge von 830 nm am Spektralphotometer gemessen (SCHLICHTING u. BLUME, 1966).

Die Na- und K-Bestimmungen nahm ich am EPPENDORF-Flammenphotometer in einem Propan/Luft-Gemisch vor, Fe, Mn, Ca, Mg, Cu, und Zn wurden an einem Flammen-AAS in einer Acetylen/Luft-Flamme erfaßt. Um Bei Ca- und Mg-Messungen störende Al^{3+}-Ionen zu maskieren, setzte man den Meßlösungen als Freisetzungsagens $SrCl_2$ zu (HEINRICHS, u. a., 1985). Am gleichen Gerät erfolgten in der heißeren Acetylen/Lachgas-Flamme die Al-Messungen.

Sämtlichen AAS-Bestimmungen gingen 7-Punkte-Eichungen voraus. Die Elementgehalte wurden von einem angeschlossenen COMMODORE CBM 3032 aus 3 Wiederholungsmessungen gemittelt und ausgedruckt. Die Standardisierung des P. E. 380 durch DE VIGURI Y GARAY (1983) ergab für die Hauptelemente folgende Variationskoeffizienten:

Calcium:	28,7%	(0,10 mg/l)	bis 0,9% (10,0 mg/l)
Magnesium:	9,1%	(0,05 mg/l)	bis 0,8% (50,0 mg/l)
Mangan:	13,1%	(0,40 mg/l)	bis 1,3% (4,0 mg/l)
Eisen:	9,1%	(1,00 mg/l)	bis 1,2% (50,0 mg/l)
Aluminium:	23,7%	(1,00 mg/l)	bis 1,2% (50,0 mg/l)

Pedogenes Al, Fe, Mn

Nach der Methode von MEHRA und JACKSON (1960) wurde die Summe aller sekundär gebildeten pedogenen Oxide extrahiert. Mit einer Ammoniumoxalat-Oxalsäure-Lösung nach SCHWERTMANN (1964) war ferner ein spezifisches Herauslösen von amorphen Oxidformen möglich. Der organisch gebundener Fe- und Al-Anteil konnte durch eine zusätzliche Na-Pyrophosphat-Extraktion unterschieden werden (THOMANN, 1963; STAHR, 1979). Letzteres Verfahren entspricht weitgehend dem in den USA üblichen Vorgehen (LOVELAND u. DIGBY, 1984). Die Kombination dieser 3 Extraktionsschritte hatte zum Ziel, die verschiedenen Fe-, Al- und Mn-Formen der Böden zu charakterisieren.
Die Elementmessungen (Fe, Al, Mn) wurden ebenfalls am Flammen-AAS durchgeführt. Zusätzlich wurde der pyrophosphatlösliche Kohlenstoff (C_p) mit der Kaliumdichromat-Methode (SCHLICHTING u. BLUME, 1966) bestimmt.

Effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_e)

Extraktionsvorgang und Analytik dieses Arbeitsschritts stimmen mit der von ALDINGER (1987) und FRANCKE CAMPAÑA (1986) beschriebenen Methode weitgehend überein. Um einer Kontamination durch Membranfilter (JARDINE u. a., 1986) vorzubeugen, wurden bei der Filtration der Schüttelextrakte die ersten 3 ml des Durchlaufs verworfen. Die austauschbaren Protonen und Al^{3+} Ionen ermittelte man potentiometrisch durch Wendepunkttitrationen.
Weil das Aluminium in den Extrakten als ein heterogenes Gemisch von sehr verschiedenartigen Al-Komplexen mit wechselnden Wertigkeiten vorliegt, entzieht es sich jeder genauen stöchiometrischen Berechnung. Ich nahm daher vereinfa-

chend an, daß das gesamte Aluminium während der Titration in der $Al(OH)_3$-Form vorliegt. Unter dieser Prämisse ließen sich die Al-Gehalte errechnen und in die KAK_e einbeziehen.
Eine weitere mögliche Fehlerquelle dieser Titrationsmethode bildet nach SÜSSER (1986) die Verschiebung des Titrationsendpunktes durch puffernde NH_4^+-Ionen. Damit würden die Al-Gehalte möglicherweise zu niedrig ausfallen.
Mit Vorsicht sind ebenso die titrimetrisch bestimmten austauschbaren Protonen zu bewerten, weil auch in diesem Fall zahlreiche Störungen möglich sind. So ist z. B. anzunehmen, daß hierbei auch organische Säuren erfaßt werden.

Die Messungen von Ca, Mg, Fe, Mn und Al fanden am Flammen-AAS statt, Na und K bestimmte man am Flammenphotometer.
Nach ALDINGER (1987) ergeben sich folgende Bestimmungsgrenzen:

Fe^{2+} und Mn^{2+}:	0,1 mmol IÄ/100g Feinerde
K^+ und Mg^{2+}:	0,1-0,2 mmol IÄ/100 g Feinerde
Ca^{2+}:	0,3 mmol IÄ/100 g Feinerde
H^+ und Al^{3+}:	0,4 mmol IÄ/100g Feinerde

Gemäß NÄTSCHER (1986) ging Eisen in die Berechnungen der KAK_e in zweiwertiger Form ein.

Bezüglich der Spurenelementanalytik, die vom Bayerischen Geologischen Landesamt für einen Teil der Böden durchgeführt worden ist, sei auf die Methodikbeschreibung von RUPPERT (1987) verwiesen.

Wässrige Extrakte
Sie wurden nach einem am Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU (München) üblichen Verfahren (SCHIERL u.a., 1986) gewonnen, das auf feldfrischem Bodenmaterial und einem konstanten Boden/Wasser-Verhältnis beruht. Im Vergleich zur GBL (Gleichgewichtsbodenlösung) sind die Werte besser reproduzierbar und trocknungsbedingte Veränderungen, wie sie bei 2:1 Wasserextrakten auftreten können, werden vermieden.
Es wurde mit folgenden Boden/Wasser-Verhältnissen gearbeitet:

Of	1: 10
Oh	1: 4
Mineralboden	1: 1,3

Nachdem die tiefgefroren konservierten Bodenproben aufgetaut waren, wurden zunächst Wurzeln und Steine aussortiert. Nach entsprechender Wasserzugabe ließ man die Proben abgedeckt 24 Std. stehen und zentrifugierte dann den wässrigen Extrakt bei 4 000 Upm ab. Nach erfolgter Membranfiltration (0,45 µm), wurde der pH-Wert mit einer Einstabmeßkette potentiometrisch bestimmt.
Die weiteren Analysenverfahren stimmen mit denen der Bachwässer weitgehend überein (vergl. Kap. A 3.2.2.). Um Ausflockungen und chemische Umsetzungen zu vermeiden, wurde auf kühle Lagerung (bei 4° C) und rasche Verarbeitung der Extrakte besonderer Wert gelegt. Auf Ansäuern bzw. Chloroformzugaben konnte ich daher verzichten. Stark gefärbte Extrakte wurden vor Durchführung der IC-Messungen durch eine Vorsäule geschickt. Spurenelementuntersuchungen wurden nicht durchgeführt.

3.1.3. Berechnungsverfahren

Bei einer Gesamtzahl von 16 untersuchten Pedons wäre eine profilweise Betrachtung der Untersuchungsergebnisse zu langatmig und daher wenig sinnvoll. In Anlehnung an die vorliegenden Schichtungsverhältnisse wurde daher jedes Profil in Humusauflage, mineralischen Oberboden und mineralischen Unterboden unterteilt. Für jeden dieser Bodenabschnitte wurden unter Berücksichtigung der wechselnden Horizontmächtigkeiten die mittleren Gehalte der verschiedenen Elemente berechnet. Mit Hilfe dieser Vereinfachung war ein besserer Vergleich von einzelnen Pedons gewährleistet.

Da für eine ökologische Beurteilung die feinerdegebundenen Elementanteile ein wesentliches Kriterium darstellen, führte ich Vorratsberechnungen durch, in die nur die Humusauflage und der durchwurzelte Mineralboden eingingen. Der kompakte Unterboden blieb unberücksichtigt, weil er unter ernährungsökologischen Gesichtspunkten wenig relevant ist. Für diese feinerdebürtigen Vorräte ist eine längerfristige Pflanzenverfügbarkeit anzunehmen (MARSCHNER u.a., 1986). Die skelettgebundenen Elementanteile werden dagegen erst über län-

gere Zeiträume durch Verwitterungsprozesse allmählich freigesetzt und damit für die Pflanzenernährung bedeutsam. Analog zu KEILEN u.a. (1976) wurden die Gesamtvorräte der einzelnen Elemente horizontweise nach folgendem Ansatz berechnet:

$$C(kg/m^2) = C_{FE}(mg/g) * FE(\%) * h(dm) * d(g/cm^3) * 0{,}001;$$

wobei: C = bestimmtes Element
FE = Feinerdeanteil
h = Horizontmächtigkeit
d = Raumdichte

Als mittlere Raumdichte wird für den mineralischen Oberboden ein Wert von 1,0 (vergl. DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, 1975), für die Humusauflage 0,3 g/cm³ veranschlagt. Der Skelettgehalt ist im Gelände mit Hilfe von Vergleichstafeln (AG BODENKUNDE, 1982) am Profil beurteilt worden.
Somit gehen in die Vorratsberechnungen zwei Größen ein, die auf Schätzwerten beruhen. Nimmt man eine Schätzgenauigkeit von jeweils 10% an, so ist eine Fehlerspanne bis zu 20% zu erwarten. Dies dürfte der natürlichen kleinräumigen Variation innerhalb der Hochlagenböden nahekommen.

Mit dem vorhandenen Datenmaterial kann man einfache Elementbilanzierungen für die Feinerdefraktion durchführen, indem man die ursprünglichen Gehalte "rekonstruiert" und sie mit der aktuellen Vorratssituation vergleicht.
Voraussetzung für derartige Kalkulationen sind:
- ein chemisch homogenes Ausgangssubstrat
- ein Bezugshorizont im Unterboden, der von Mobilisierungsvorgängen weitgehend verschont geblieben ist.

Die Rekonstruktion des Ausgangszustandes wurde mit folgendem Rechenansatz für die einzelnen Horizonte vorgenommen:

$$C(kg/m^2) = C_{FE}B(mg/g) * FE(\%) * H * d(g/cm^3) * h(dm) * 0{,}001;$$

wobei: C = bestimmtes Element

C_{FEB} = Elementkonz. im Bezugshorizont des Unterbodens

FE = Feinerdegehalt (%)

H = Humuskorrektur

$H = (FE(g) - Humusgehalt(g)) / FE(g)$

d = Raumdichte (g/cm^3)

h = Horizontmächtigkeit in dm

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, daß die Elementgehalte der Feinerde möglicherweise durch ein selektives Verwitterungsgeschehen beeinflußt sind (KEILEN u.a., 1976). Ferner ist bei intensiven Verarmungsprozessen mit Sackungsvorgängen zu rechnen, die eine zu geringe Elementabfuhr vortäuschen. Aus diesen Gründen dürften die ermittelten Mobilisierungsraten eher zu niedrig ausfallen und sind wohl als Minimalwerte anzusehen.
Unklar bleibt, inwieweit zu Beginn der nacheiszeitlichen Bodenbildung in den Schuttdecken tatsächlich eine chemisch homogene Ausgangssituation vorlag. Möglicherweise lief bereits unter einem eiszeitlichen Tundrenklima eine gewisse profilinterne Differenzierung ab.

3.2. Wasseranalytik

3.2.1. Messungen vor Ort

Insgesamt führte ich von Herbst 1986 bis zum Sommer 1988 vierzehn einwöchige Meßkampagnen durch. Die Wasserentnahmen reichten von Schneeschmelzterminen bis hin zu spätsommerlichen Niedrigwassersituationen. Sie wurden in einem zeitlichen Abstand von 2-4 Wochen bei wechselnden hydrologischen Verhältnissen vorgenommen. Die Lage der verschiedenen Entnahmestellen ist in Abb. 1 und 3 dargestellt.
Die von mir benutzte Analytik orientiert sich an den "Empfehlungen zur Methodik und zur Wahl der Entnahmestellen" die vom Umweltbundesamt (1986) in Zusammenarbeit mit der ad hoc-Arbeitsgruppe "Gewässerversauerung" herausgegeben wurden.

Die Arbeitsschritte im Gelände waren wie folgt:
Die pH-Messungen wurden unmittelbar am Bach in einem Becherglas mittels eines tragbaren pH-Meters und einer speziell für ionenarme Wässer geeigneten Einstab-Meßelektrode der Fa. INGOLD (405-88-1M) vorgenommen. Erst wenn die Digitalanzeige an der 2. Stelle nach dem Komma über 2 Minuten unverändert blieb, wurde der Wert als konstant betrachtet und die Messung beendet; dies war i.d.R. nach 10-20 Minuten der Fall.
Die Beprobungsflaschen (2l PE-Flaschen) wurden mehrmals mit dem zu entnehmenden Bachwasser gespült, bis zum Rand aufgefüllt und zum Auto transportiert, wo titrimetrisch mit 0,01 M HCl bzw. NaOH die Säure- bzw. Basenkapazität zu bestimmen war. Mit der benutzten Titriereinheit der Fa. BRANDT konnte die zugegebene Lauge bzw. Säure auf 0,05 ml genau dosiert werden.
Anschließend wurden mehrere Aliquots durch ein SARTORIUS-Membranfilter (0,45 µm Porengröße) geschickt und in speziell vorgereinigten PE- bzw. Glasfläschchen aufgefangen. Je nach Bedarf fand bei den einzelnen Teilproben Ansäuerung (HNO_3-Zugabe) oder Konservierung durch Chloroform statt (HÖLL, 1986).
Mit der Messung der elektrischen Leitfähigkeit war der Geländeteil der Wasseranalytik abgeschlossen. Die Leitfähig-

keit wurde einheitlich auf 25°C bezogen, wobei ein Temperaturkoeffizient von a=2,1% pro °K zugrunde lag.
Bis zur Ankunft im Labor wurden die Proben in einer Kühltasche aufbewahrt, um biochemischen Umsetzungen vorzubeugen (RIDDER u. a., 1985; FUNK, 1977).

Damit der Bezug zu den jeweiligen hydrologischen Verhältnissen gegeben war, führte ich an geeigneten Stellen einfache gebietsrepräsentative Abflußmessungen mittels Eimer und Stoppuhr durch. War dies schlecht möglich, kam ein Salzmischverfahren mit punktueller Elektrolyzugabe (NaCl-Lösung) zur Anwendung, das für turbulente Gebirgsbäche besonders geeignet ist.
Zu diesem Zweck wurde die Meßzelle des Leitfähigkeitsgeräts mit Hilfe eines Stativs so fixiert, daß sie vorschriftsmäßig ins Wasser eintauchte. Dann wurde bachaufwärts eine definierte Menge an NaCl-Lösung dem Gerinne punktuell zugeführt und der Durchgang des Elektrolyts anhand der Leitfähigkeitsänderung festgehalten. Das LF-Gerät blieb während des gesamten Meßvorgangs eingeschaltet und die Werte wurden alle 30 Sekunden abgelesen und notiert. Mit dem Erreichen des Ausgangswerts war die Abflußmessung beendet.
Die Abflußmenge wurde nach folgender Formel errechnet:

$$Q(l/sek) = \frac{v * c_1}{T * (c_2 - c_3) * 60} ;$$

wobei:
- v = Volumen der zugegebenen Salzlösung (in l)
- T = Dauer des Salzdurchgangs (in min)
- c_1 = Leitfähigkeit der zugegebenen Salzlösung (in µS/cm)
- c_2 = Mittlere Leitfähigkeit des Bachwassers während des Salzdurchgangs
- c_3 = Natürliche Leitfähigkeit vor der Zugabe

Um die Vergleichbarkeit der beiden Verfahren zu Überprüfen, nahm ich wiederholt Parallelmessungen vor. Es ergab sich

eine mittlere Abweichung von 10%, die als tolerierbar anzusehen ist.

3.2.2. Labormethoden

Im Labor wurden die pH-Messungen in einer filtrierten Teilprobe zu Kontrollzwecken wiederholt. Dieser Wert ging in die spätere Berechnung der Ionenbilanzen ein.
Spektalphotometrisch bestimmte man bei einer Wellenlänge von 436 nm die Färbung des Wassers nach DIN 38404-C1 (FACHGRUPPE WASSERCHEMIE, 1976) und bei einer Wellenlänge von 254 nm mit 1 cm-Quarzküvetten die UV-Extinktion als Maß für den Gehalt an organischen Inhaltsstoffen (SCHWEDT u. SCHNEPEL, 1981).

Exakte Messungen der gelösten organischen Stoffe (DOC) wurden am Institut für Wasserchemie und chemische Balneologie der TU München mit einem TOCOR-Gerät der Fa. MAIHAK durchgeführt. Bei diesem Verfahren wird Kohlensäure durch Ansäuern ausgetrieben. Anschließend verdampft man die Probe bei ca. 850°C und oxidiert den organisch gebundenen Kohlenstoff zu CO_2, welches einem IR-Gasanalysator zugeführt wird (LIENIG u. WIEMER, 1976). Nach Auskunft des Bedienungspersonals liegt die Bestimmungsgrenze bei 0,2 mg/l C.
Im Frühjahr 1988 wurden diese DOC-Bestimmungen eingestellt, weil sich eine hoch signifikante Korrelation zu den UV-Messungen nachweisen ließ. Aufgrund dieses statistischen Zusammenhangs konnten die Kohlenstoffgehalte der späteren Entnahmetermine rechnerisch aus den UV-Extinktionen abgeleitet werden.

Eine einfache Fraktionierung der Kationen Al^{3+}, $Fe^{2+/3+}$ und $Mn^{2+/3+}$ in einen inerten, v.a. organisch gebundenen, und einen labilen Anteil fand im Labor möglichst rasch statt, um Oxidalterungen (SMITH u. HEM, 1972) und chemische Veränderungen zu vermeiden. Eine derartige Unterscheidung war v. a. für das Aluminium nötig, weil es in den Bachwässern der Hochlagen oft als Hauptkation auftritt und daher auch eine entsprechende Bedeutung für deren Ionenbilanz hat.
Die Fraktionierung mittels eines Ionenaustauschharzes wurde

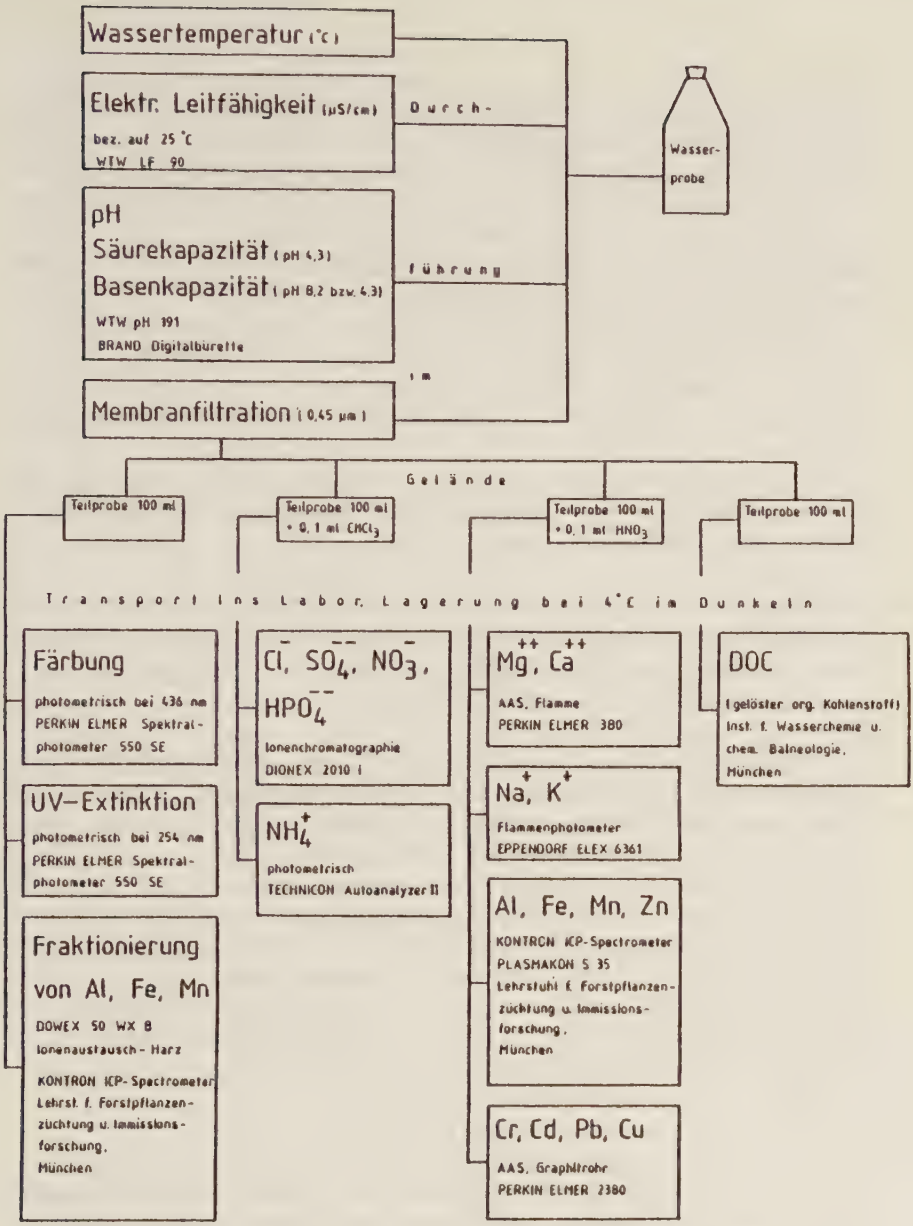


Abb. 5: Analysengang für Bachwässer.

von mir anderen, meist aufwendigeren und störanfälligen Trennmethoden (vgl. TURNER u. VAN SULEIMAN, 1971; BARNES, 1975; MAY u. a. 1979) vorgezogen. Bei diesem Verfahren lassen sich reaktionsträge, relativ große und überwiegend organische Aluminium-Komplexe (= stabiles Al) von rasch reagierenden, niedermolekularen Formen (= labiles Al) trennen, welche vorwiegend anorganischer Struktur sind. Eine weitere Differenzierung der labilen Al-Spezies ist mit diesem Trennverfahren allerdings nicht möglich (HODGES, 1987). Vereinfachend wurde diese Al-Fraktion von mir dem monomeren Al^{3+} gleichgesetzt und in die Ionenbilanzen der Wässer einbezogen.
Die Arbeitsschritte stimmen mit dem am Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU (München) üblichen Verfahren (mündl. Mitt. Hr. SCHIERL) überein:
In ca. 30 ml einer filtrierten Wasserprobe gab man ein Löffelchen (ca. 3,5 g) eines Austauschharzes (DOWEX 50 WX 8 in Na(+) Form) zu und dekantierte die überstehende Flüssigkeit nach genau 10-minütigem Rühren vorsichtig in ein speziell vorgereinigtes PE-Fläschchen.

Die Elementbestimmungen fanden an einem KONTRON ICP-Spektrometer statt, welches aufgrund großer linearer Meßbereiche bei zugleich niedrigen Bestimmungsgrenzen für diesen Zweck besonders geeignet war. Nach HEINRICHS u. a. (1985) liegt z.B. die Al- Nachweisgrenze dieses Verfahrens bei 17 µg/l Al. Je nach Matrixzusammensetzung schwankte sie bei den eigenen Messungen zwischen 5 und 45 µg/l Al. Durch Differenzbildung mit dem Gesamtgehalt konnte das labile Al errechnet werden, welches in die Ionenbilanzen vereinfachend in dreiwertiger Form einging. Die Fe- und Mn-Werte waren dagegen i.d.R. so gering, daß sie nicht bei den Bilanzierungen berücksichtigt werden mußten.

Wie Referenzwert-Messungen zeigen, sind mit dieser Methode 0,200 mg/l Al auf 7,5% und 0,035 mg/l Mn auf 10% genau reproduzierbar. Für eine Konzentration von 0,026 mg/l Fe errechnete sich ein Variationskoeffizient von 18%.

Die Analysenverfahren für die übrigen Kationen sind Abb. 5 zu entnehmen.

Analog zu den Bodenuntersuchungen gab man vor der Ca- und Mg-Bestimmung $SrCl_2$ als Freisetzungsagens zu, um den störenden Einfluß von Al^{3+}-Ionen zu beseitigen.
Bezüglich der Meßgenauigkeit der verschiedenen Verfahren sei auf Kap. A 3.1.2. verwiesen.

Die gelösten Spurenelemente Chrom(Cr), Cadmium(Cd), Blei(Pb), Kupfer (Cu) und Nickel(Ni) wurden am Graphitrohr-AAS bestimmt, wobei man folgende Eichreihen verwendete:

Cr: 5.0 - 40 ppb
Cd: 0.5 - 4 ppb
Pb: 10.0 - 80 ppb
Cu: 20.0 - 160 ppb
Ni: 25.0 - 200 ppb

Die chromatographische Messung der Anionen NO_3^-, SO_4^{2-}, Cl^- und HPO_4^{2-} wurde an einem DIONEX 2010 i durchgeführt. Dieses Gerät ermöglicht nicht nur die simultane Erfassung von mehreren Ionenspezies, sondern zeichnet sich gegenüber den bisher üblichen kolorimetrischen Methoden durch niedrige Bestimmungsgrenzen und geringe Störanfälligkeit aus (DICK u. TABATABAI, 1979). Nach NIETO und FRANKENBERGER (1985) liegen die Nachweisgrenzen für NO_3^--N, SO_4^{2-}-S und Cl^- jeweils bei 0,025 mg/l, während HPO_4^{2-}-P nach KARLSON und FRANKENBERGER (1987) noch bis zu einer Konzentration von 0,003 mg/l erfaßt wird. Ein angeschlossener Rechner (SHIMADZU C-R3A Chromatopac) ermittelte die Konzentrationen durch Flächenintegration aus den Chromatogrammen.
Eigene Referenzmessungen im Konzentrationsbereich der von mir untersuchten Wässer ergaben für die verschiedenen Anionen Variationskoeffizienten zwischen 2 und 7%.

Die HCO_3^--Ionen ließen sich rechnerisch aus der bereits im Gelände ermittelten Säurekapazität ableiten (HÖLL, 1986), wobei ein Blindwert von 0,05 mmol/l abzuziehen war. Trotz der allgemeinen Ionenarmut der untersuchten Wässer, ergab der Vergleich mit der Titrationskurve reiner Kohlensäure (HÖTTER, 1984) eine gute Übereinstimmung.

3.2.3. Berechnungsverfahren

Nach dem Prinzip der Elektroneutralität muß in den untersuchten Wässern die Summe der negativen Ladungen mit der Summe der positiven Ladungsäquivalente übereinstimmen. Ionenbilanzen ermöglichen daher eine Kontrolle der Analysenergebnisse, wenn alle ladungsmäßig bedeutenden Ionenspezies quantitativ erfaßt sind.
Zur Berechnung der Anionenäquivalentsumme wurde HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-} und NO_3^- herangezogen. Auf der Kationenseite gingen K^+, Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, H^+ und Al^{3+} ein, wobei das Al^{3+} mit dem durch Fraktionierung gewonnenen labilen Al-Anteil gleichgesetzt wurde.
Der prozentuale Fehler errechnete sich nach McQUAKER u. SANDBERG (1988) folgendermaßen:

$$\text{Fehlerdifferenz (\%)} = \frac{(A - C)}{(A + C)} * 100;$$

wobei: A = Kationenäquivalente (mmol IÄ/l)
C = Anionenäquivalente (mmol IÄ/l)

Gemäß den strengen Kriterien von McQUAKER und SANDBERG wurden nur Fehlerdifferenzen von maximal 10% als tolerierbar angesehen. Konnte für erhöhte Abweichungen keine plausible Erklärung gefunden werden (z.B. organische Anionenanteile), so wurde die Wasseranalyse wiederholt.

Sämtliche statistischen Kalkulationen wurden an einem PC (COMMODORE PC 10/20 III) mit Hilfe von LOTUS (Version 2.01) durchgeführt.
Für die einzelnen Parameter errechnete ich Mittelwerte und Standardabweichungen getrennt nach Abflußkomponenten (Sickerwasserabfluß, Grundwasserabfluß). Zu diesem Zweck wurden die einzelnen Entnahmetermine anhand der Abflußmessungen Hochwasser- oder Niedrigwassersituationen zugeordnet.
Ferner führte ich einfache lineare Korrelationsberechnungen

durch, um vermutete Zusammenhänge statistisch zu überprüfen. Hierbei sind allerdings der Interpretation Grenzen gesetzt, weil eine statistische Beziehung allein nichts über eine Kausalität dieses Zusammenhangs aussagt. Neben echten Kausalbeziehungen können auch sogenannte "Scheinkorrelationen" auftreten, wenn die beiden verglichenen Meßreihen von einer gemeinsamen dritten Größe abhängen. Schließlich ist auch an nichtlineare Beziehungen zu denken, welche von diesen Korrelationsanalysen nicht erfaßt werden. Zu Kontrollzwecken wurden daher zusätzlich Korrelationsdiagramme erstellt.
Zur Überprüfung von linearen statistischen Zusammenhängen kam der PEARSON'sche Korrelationskoeffizient zur Anwendung, welcher Normalverteilung der Merkmalswerte voraussetzt. Das jeweilige Signifikanzniveau der Korrelationskoeffizienten wurde entsprechenden Tabellen entnommen (BAHRENBERG u. GIESE, 1975; CLAUSS u. EBNER, 1977).

3.3. Baumschadensansprachen

Im Spätsommer 1987 wurde von mir in den Untersuchungsgebieten der Schädigungsgrad der Fichten aufgenommen. Die Grundlage hierfür war eine Arbeitsanleitung der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt (BAYER. FORSTL. VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT, 1987). Zu diesem Zweck wählte ich an jedem Bodeneinschlag 25 Fichten der KRAFT-Klasse 1-3 (vorherrschend bis gering mitherrschend) aus dem Altbestand aus. Es war darauf zu achten, daß die Bäume keine mechanische Schäden oder Schädlingsbefall (v.a. Borkenkäfer) aufwiesen. Anhand von Vergleichstafeln schätzte ich Nadelverluste und Vergilbungsgrad (jeweils in %) ein. Die genaue Blickrichtung, unter der diese Ansprache erfolgte wurde mittels Kompaß eingemessen. Für eine eventuelle Wiederholungsaufnahme sind die Bäume markiert.

B Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

1. Bodenphysikalische Parameter

1.1. Substrathomogenität und -schichtung

1.1.1. Korngrößenverteilung

Die Textur des Solums ist eine bedeutsame bodenkundliche Kenngröße. Sie hat maßgebenden Einfluß auf den Luft-, Wasser- und Wärmehaushalt des Bodens. Diese Größen stellen wiederum wichtige Standorteigenschaften dar.

Der Skelettanteil (>2mm) schwankt in den verfestigten untersten Horizonten (Basisfolge) der Hochlagenböden regelmäßig zwischen 70 und 80 Vol.%. Er setzt sich vorwiegend aus großen und mittelgroßen Steinen zusammen. Eine gewisse Differenzierung findet sich im darüber gelegenen Bodenabschnitt (Hauptfolge), denn dieser weist in den Plateau- und Steilhangbereichen einen erheblichen Blockanteil (>200mm) auf, während in den daran anschließenden Hangpartien die Blockbeimengung zurückgeht.

Die mineralische Feinerde (<2mm) ist in den untersuchten Böden ein lehmiger Sand bis sandiger Lehm. Auch innerhalb der einzelnen Pedons sind keine größeren Variationen zu beobachten.
Die höchsten Sandgehalte findet man regelmäßig im tieferen Bodenbereich, wo bis zu 75 Gew.% erreicht werden können. Die Eluvialhorizonte von Podsolen zeichnen sich hingegen nur teilweise durch ansteigende Sandgehalte aus (Abb. 6 u. 7).
Die Schluffkomponente erreicht in allen Tiefenstufen zwischen 25 und 35 Gew.%. Der Schluffgehalt steigt tendenziell zum Oberboden hin an. Einen Sonderfall stellt der Hochlagen-Podsol am Lusen dar (Profil Lusen B), der über zwei markante Schluffmaxima in 29-39 bzw. 80-95 cm Tiefe verfügt (Abb. 7).

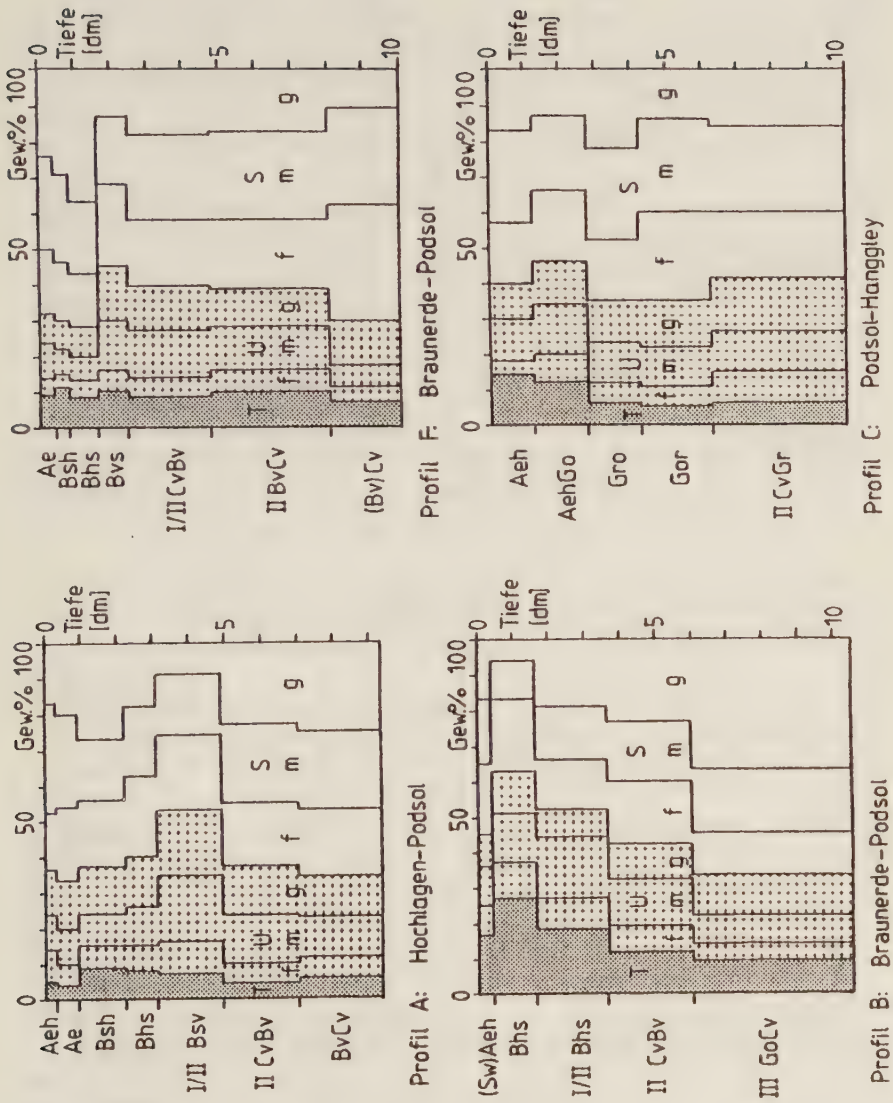


Abb. 6: Korngrößenverteilung ausgewählter Hochlagen-Pedons im Arbeitsgebiet am Lackenberg.

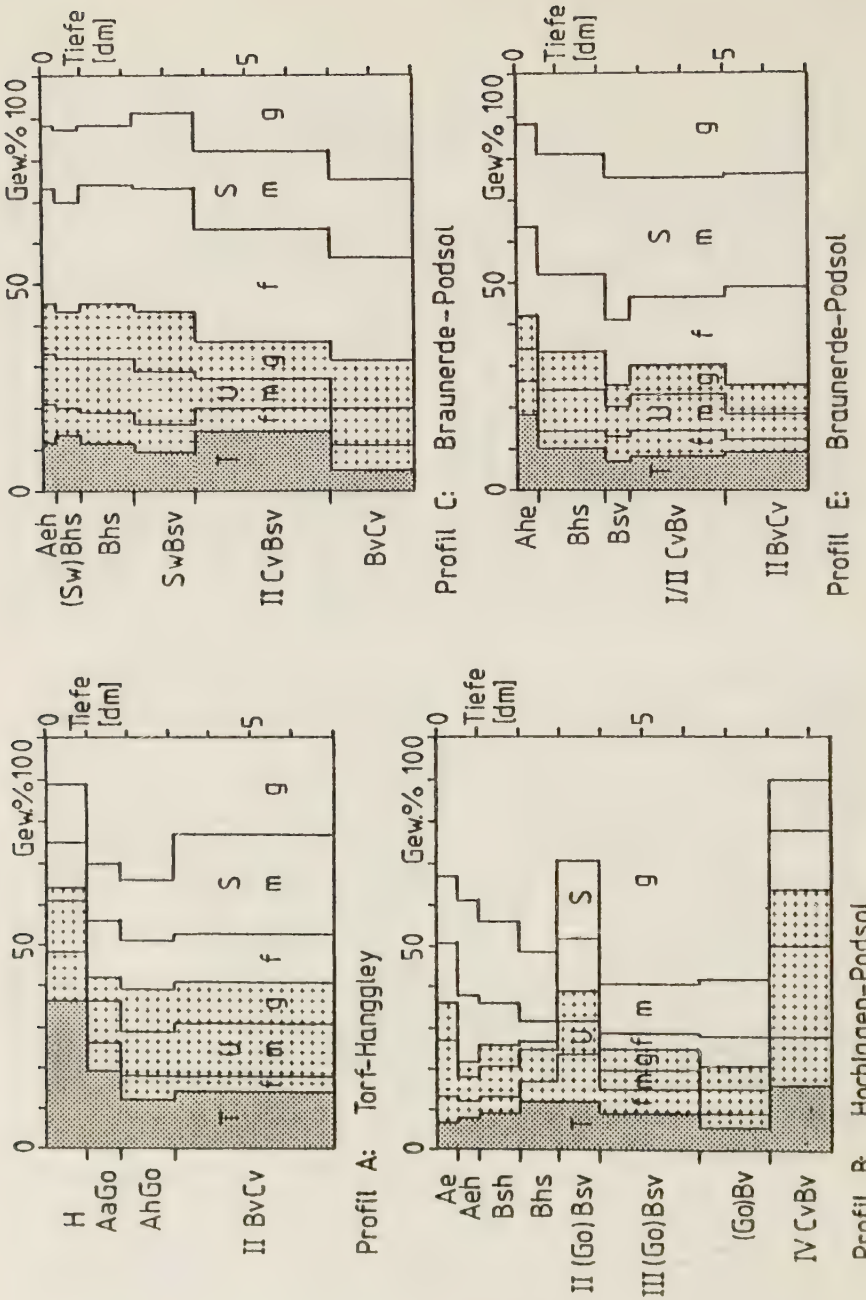


Abb. 7: Korngrößenverteilung ausgewählter Hochlagen-Pedons im Arbeitsgebiet am Lusen.

Die Tonfraktion erreicht in den untersten Horizonten stets Werte zwischen 5 und 15 Gew.%. Ihr Anteil steigt in den obersten Bodenhorizonten in der Regel auf über 20% an und liegt in Einzelfällen noch deutlich darüber. Hohe Tongehalte gehen i.d.R. mit hohen Anteilen an pedogenen Oxiden einher.

Die hohen Skelettgehalte und die Dominanz der Sandfraktion in der Feinerde verdeutlichen, daß die Textur der Hochlagenböden v.a. durch intensive physikalische Verwitterungsvorgänge geprägt ist. Sie liefen wahrscheinlich insbesondere in der Würmvereisung ab, als die Granite und Gneise in den Arbeitsgebieten einem verstärkten kryoklastischen Zerfall unterlagen. Die etwas höheren Tongehalte in den oberen Bodenhorizonten weisen darauf hin, daß im Zuge der postglazialen Bodenentwicklung neben Oxidneubildungen auch Verlehmungsprozesse in gewissem Rahmen abliefen.

1.1.2. Schichtungsnachweis und chemische Homogenität

Nach STAHR (1975, S:633 f) liegt eine Schichtung vor ".....wenn die vertikale Differenzierung in einem Sediment nicht als Differenzierung während der Bodenbildung erklärbar ist ".
Außer dem sedimentationsbedingten Substratwechsel (= geologische Schichtung im engeren Sinn) schließt diese Definition auch das Auftreten reliktischer und fossiler Verwitterungshorizonte im Unterboden ein, die sich unter den gegenwärtigen Bedingungen nicht mehr ausbilden können. Dieser erweiterte Schichtungsbegriff soll auch den eigenen Untersuchungen zugrunde gelegt werden.
Schichtgrenzen sind meist mit einem Wechsel im Körnungsspektrum und/oder mit Änderungen im Mineralbestand und Gefüge verbunden. Sie können für die rezent ablaufende Bodenentwicklung von Bedeutung sein, wenn damit z.B. ein Wechsel im Wasserleitvermögen und/oder im Chemismus verbunden ist. In diesem Fall lassen Art und Intensität der bodeninternen Stoffumwandlungen und -transporte eine wesentliche Modifizierung erwarten.

Bereits während der Geländeaufnahmen konnten an den Bodeneinschlägen wiederholt Schichtungen beobachtet werden, welche durch einen Wechsel in Bodenfarbe, Lagerungsdichte und Skelettanteil angezeigt wurden. Die folgenden beiden Schichtglieder traten regelmäßig auf:

obere Bodenzone:
- 20-60 Vol.% Skelettgehalt, z.T. Blöcke
- Steine nicht eingeregelt und ohne Schluffkappen
- locker bis mäßig dicht gelagert, durchwurzelt
- Untergrenze in 30-70 cm Tiefe

untere Bodenzone:
- 70-80 Vol.% Skelettanteil, v.a. mittelgroße und kleine Steine
- Steine oberflächenparallel eingeregelt, mit Schluffkappen auf der Oberseite
- Hohe Lagerungsdichte und zementartige Verfestigung, keine Durchwurzelung
- lehmig-sandige Matrix mit blättrigem Feingefüge parallel zur Geländeoberfläche
- Deutlich hellere Brauntöne (gelbbraun)

Im Folgenden soll vereinfachend von Oberboden (= obere Bodenzone bzw. Hauptfolge) und von Unterboden (= untere Bodenzone bzw. Basisfolge) gesprochen werden.

Zwischen diesen zwei Bodenbereichen ist oft eine schmale Übergangszone eingeschaltet. Sie entsteht wahrscheinlich durch Auflockern des verfestigten Unterbodens, welcher an seiner Obergrenze verstärkt Verwitterungseinflüssen ausgesetzt ist.
Diese charakteristische Abfolge ist für die Hochlagen des Bayerischen Waldes wiederholt beschrieben worden (z.B. PRIEHÄUSSER, 1951; ELLING u.a., 1987). Nach eigenen Beobachtungen ist sie in dieser Höhenstufe flächenhaft verbreitet und wird allenfalls durch vereinzelt freistehende Felsblöcke unterbrochen.
Oberhalb ca. 1250 m ü. NN ist manchmal im Liegenden eine weitere, relativ lockere und grobschuttreiche Lage unterschieden worden, die mehrere dm mächtig ist.

Mit Hilfe von 4 Körnungsquotienten habe ich überprüft, inwieweit diese Schichtungen mit einem Wechsel im Sedimentationsgeschehen einhergehen. Als Grundlage diente ein von STAHR (1975) vorgeschlagenes Verfahren, welches die quantitative Beurteilung von Körnungsunterschieden gestattet. Die vorliegenden Korngemische wurden durch den Median (= 50%-Wert) der Summenkurve sowie durch deren Sortierungsgrad charakterisiert. Letzteren erhält man, indem der 3. Quartilswert einer Summenkurve (= 75%-Wert) durch den 1. Quartilswert (= 25%-Wert) dividiert und aus dem Ergebnis die Wurzel gezogen wird (VOSSMERBÄUMER, 1976). Um eine Verfälschung durch bodeninterne Verwitterungsabläufe zu vermeiden, zog ich auch den Quotienten gS/mS in die Untersuchungen ein. Die Relation mS/gU sollte schließlich Hinweise auf eine eventuelle äolische Stoffbeimengung liefern.
Die entsprechenden Quotienten benachbarter Horizonte wurden zueinander ins Verhältnis gesetzt. Ich erhielt auf diese Weise für jede Horizontgrenze vier dimensionslose Körnungsgrößen, welche eine quantitative Beurteilung von Schichtgrenzen ermöglichten. Das Vorgehen wird in Tab. 1 verdeutlicht.
Bei der Interpretation mußte v.a. der hohe Skelettanteil der Böden berücksichtigt werden, der eine gewisse laterale Inhomogenität der Horizonte erwarten ließ. Eine Schichtgrenze wurde daher nur dann als erwiesen angesehen, wenn der Mittelwert aus allen vier Körnungsquotienten >1,5 war (STAHR, 1975).

Von den 19 im Gelände festgestellten Schichtgrenzen konnten 7 mit dieser Methode bestätigt werden. Dennoch gingen sämtliche morphologisch erkennbaren Schichtgrenzen als Schichtungen 1. Ordnung in die Profilbeschreibungen ein, weil der damit verbundene Gefügesprung für die rezente Bodenentwicklung wichtig ist. Außerdem ließen sich 13 Schichtungen 2. Ordnung nachweisen, die vor Ort nicht erkannt worden waren. Solche Mehrfachschichtungen treten gehäuft in den obersten Hanglagen und in Plateaubereichen auf, wo bis zu 4 Schicht-

---

<u>Tab.</u> 1 (nächste Seite): Körnungsquotienten und Schichtungsnachweise für die Pedons am Lusen (Q_M = Quotient Medianwert, Q_{SO} = Quotient Sortierungsgrad, Q_S = Quotient gS/mS, Q_{SU} = Quotient mS/gU, $Q_{arithm.}$ = arithm. Mittel).

Torf-Hanggley (Pedon A)

Horizontgrenze	Q_H	Q_{so}	Q_s	Q_{su}	$Q_{ges.}$	Schichtung
H/AaGo	15,7	2,5	2,4	1,1	5,4	x
AaGo/AhGo	1,6	1,6	1,2	1,1	1,4	
AhGo/II BvCv	1,2	1,2	2,3	1,7	1,7	x

Hochlagen-Podsol (Pedon B)

Horizontgrenze	Q_H	Q_{so}	Q_s	Q_{su}	$Q_{ges.}$	Schichtung
Ae/Aeh	2,2	2,0	1,1	1,5	1,7	x
Aeh/Bsh	1,3	1,3	1,5	1,0	1,3	
Bsh/Bhs	1,3	1,0	1,4	1,1	1,2	
Bhs/II GoBsv	3,8	2,0	2,4	1,0	2,3	x
IIGoBsv/III(Go)Bsv	5,9	2,1	3,8	1,1	3,2	x
III(Go)Bsv/(Go)Bv	1,3	1,3	1,1	1,0	1,2	
(Go)Bv/IV CvBv	65,0	1,4	5,9	2,4	18,7	x

Braunerde-Podsol (Pedon C)

Horizontgrenze	Q_H	Q_{so}	Q_s	Q_{su}	$Q_{ges.}$	Schichtung
Aeh/(Sw)Bhs	1,2	1,0	1,2	1,1	1,1	
(Sw)Bhs/Bhs	1,2	1,2	1,1	1,1	1,1	
Bhs/SwBvs	1,1	1,1	1,4	1,0	1,2	
SwBvs/II CvBsv	1,5	1,4	2,0	1,1	1,5	x
II CvBsv/BvCv	1,2	1,0	1,3	1,2	1,2	

Podsol-Braunerde (Pedon D)

Horizontgrenze	Q_H	Q_{so}	Q_s	Q_{su}	$Q_{ges.}$	Schichtung
Aeh/AehBsv	1,2	1,3	1,4	1,2	1,3	
AehBsv/Bsv	1,6	1,3	1,0	1,1	1,2	
Bsv/GoBsv	1,8	1,2	1,5	1,9	1,6	x
GoBsv/II BvCv	1,2	1,3	1,0	1,4	1,2	

Braunerde-Podsol (Pedon E)

Horizontgrenze	Q_H	Q_{so}	Q_s	Q_{su}	$Q_{ges.}$	Schichtung
Ahe/Bhs	1,2	1,7	1,3	1,0	1,3	
Bhs/Bsv	2,0	1,1	1,4	1,3	1,4	
Bsv/ I/II CvBv	1,1	1,0	1,2	1,2	1,1	
I/II CvBv/II BvCv	1,0	1,4	1,0	1,0	1,1	

glieder nachweisbar sind (Tab. 1).
Am häufigsten wird der Körnungswechsel durch eine Änderung des Medianwerts (21 x) bzw. des gS/mS-Quotienten (19 x) angezeigt. Signifikante Unterschiede im Sortierungsgrad finden sich in 11 Fällen, während entsprechende Abweichungen im mS/gU-Verhältnis nur drei mal festgestellt wurden. Fremdbeimengungen dürfte daher bei den Hochlagenböden keine größere Bedeutung zukommen.

Wie die umfangreichen Bodenanalysen zeigen, sind die granulometrisch bzw. morphologisch nachweisbaren Schichtgrenzen nicht an einen präpedogen vorgegebenen Wechsel im Substratchemismus gebunden. Die aktuellen Elementverteilungen lassen sich vielmehr durch rezent ablaufende Bodenprozesse zufriedenstellend erklären. So zeigen z.B, die Tiefenfunktionen des silikatisch gebundenen Eisens und Aluminium keine Gehaltssprünge, die als Hinweis auf eine andere Substratzusammensetzung interpretierbar wären (vergl. Kap. B 2.4.1.). Für beide Elemente nehmen die silikatischen Anteile mit der Tiefe kontinuierlich zu (s. Abb. 15). Auch die im Steinschachtengebiet durchgeführten Spurenelementanalysen weisen auf eine solche chemische Homogenität hin.
Zu ähnlichen Resultaten kommt auch HOFMANN-SCHIELLE (mündl. Mitt.) anhand von Schwermineraluntersuchungen, die sie für einen Teil meiner Profile durchgeführt hat.

1.1.3. Zur Problematik der Deckschichtengenese

In vielen Mittelgebirgsregionen der heute gemäßigten Klimazone ist ein verfestigter Unterboden beobachtet und beschrieben worden (z.B. FITZPATRICK, 1956; SCHILLING u. WIEFEL, 1962; RICHTER u.a. 1970; ŠALY, 1972; STAHR, 1979; OH u.a., 1987). Er ist wegen seiner weiten Verbreitung und seiner charakteristischen Ausbildung unter der Bezeichnung "fragipan" als diagnostischer Horizont in die Soil Taxonomy der USA (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1975) aufgenommen worden. Weitgehende Einigkeit herrscht darüber, daß er als Relikt periglazialer Vorgänge zu deuten ist, die zeitlich meist der Würmvereisung zugeordnet werden. Eine allgemein

akzeptierte und detaillierte Theorie zur Entstehung dieser kompakten Bodenzone steht allerdings noch aus. Aktualistische Forschungsansätze sind zur Klärung dieser Frage nur bedingt geeignet, weil aufgrund unterschiedlicher Insolationsgegebenheiten die Klimaverhältnisse heutiger Periglazialbereiche (z.B. Nordkanada, Spitzbergen) nicht vollständig mit der früheren Periglazialsituation unserer Breiten vergleichbar sind.

Im Bayerischen Wald wurde der verfestigte Unterboden meines Wissens zum ersten Mal von PRIEHÄUSSER (1928) beschrieben. Er deutete ihn als das Resultat einer starken mechanischen Beanspruchung durch auflastende Firneismassen der Würmeiszeit. Weil diese typische Bodenzone bis ca. 800 m ü. NN herab nachweisbar ist, nahm er eine entsprechend tiefreichende würmzeitliche Verfirnung und Vergletscherung für den Bayerischen Wald an. Die überlagernde lockere Bodenzone wurde von ihm als Moränenmaterial interpretiert, das beim Abschmelzen des Eises freigesetzt worden sein soll.
Glazialmorphologische Untersuchungen weisen jedoch nach, daß die würmzeitliche Schneegrenze nie unter ca. 1150 m ü. NN abgesunken ist (HAUNER, 1980), weshalb die genetischen Vorstellungen PRIEHÄUSSERs nicht haltbar sind. Für die Arbeitsgebiete an Lusen, Lackenberg und Steinschachten ist daher eine nennenswerte Firneisüberdeckung nicht zu erwarten.

Nach der gängigen Theorie von SCHILLING u. WIEFEL (1962) sind unsere Mittelgebirgsböden aus Schuttdecken hervorgegangen. Diese sind das Ergebnis solifluidaler Vorgänge, welche während der letzten Eiszeit im Periglazialbereich abliefen. Aufgrund standortkundlicher Kartierungen im Vogtland und im Erzgebirge unterscheiden sie 3 lithostratigraphische Haupteinheiten, die gemäß ihren Vorstellungen durch Denudationsphasen getrennt sind.
Eine verfestigte "Basisfolge" im Liegenden wird durch die solifluidale Umlagerung älterer Verwitterungsdecken erklärt und zeitlich ins Früh-Würm gestellt. Die darüber gelegene "Hauptfolge" wird auf eine verstärkte Frostschuttbildung im Hoch-Würm zurückgeführt, und die "Deckfolge" betrachten sie als das Ergebnis spätglazialer Solifluktionsvorgänge. Somit werden die einzelnen Schichtglieder als das Resultat einer zeitlichen Abfolge von Sedimentations- und Denudationsphasen

interpretiert. Demgemäß ist eine gewisse Differenzierung der einzelnen Schichtglieder (granulometrisch, mineralogisch, chemisch) zu erwarten. Auf die Problematik ihrer zeitlichen Zuordnung weist z.B. STAHR (1979) hin.

Wie vergleichende Feldforschungen ergeben haben, sind sämtliche beschriebenen Merkmale eines verfestigten Unterbodens auch im permafrostgeprägten Boden von Spitzbergen anzutreffen. FITZPATRICK (1956) zieht daraus den Schluß, daß der "indurated horizon" unserer Breiten während der letzten Eiszeit unter einem Tundrenklima gebildet wurde, das im Unterboden mit Permafrost und langsamen Laminarbewegungen verbunden war. Eine bodeninterne Differenzierung wird durch das Zusammenwirken von sommerlichen Auftauvorgängen und lateralem Versatz erklärt. Dieser Lateraltransport erfaßt nach BIBUS u.a. (1976) mehrere Bodenhorizonte gleichzeitig, aber mit unterschiedlicher Intensität. Bei diesem Vorgang überwiegen turbulente Bewegungen in der oberen Bodenzone und eine laminare Komponente im tieferen Bodenbereich. Mit zunehmendem Transport ist daher eine gewisse Substratdifferenzierung durch Sortierungs- und Entmischungsvorgänge zu erwarten.
Gemäß diesen Vorstellungen lassen sich fehlende Körnungsunterschiede zwischen benachbarten Schichtgliedern auf zu geringe Transportentfernungen zurückführen. Möglicherweise ist so die teilweise vorhandene Diskrepanz zwischen Geländebefund und Körnungsquotienten bei den von mir untersuchten Böden zu erklären. Da bei sämtlichen von mir aufgenommenen Pedons ein Gefügesprung zu erkennen war, läßt sich eine Unterteilung in Haupt- und Basisfolge dennoch durchführen.

Im Folgenden wird die allgemein gängige Terminologie (Basisfolge = verfestigter Unterbodenbereich, Hauptfolge = durchwurzelte obere Bodenzone) von SCHILLING und WIEFEL (1962) übernommen. Genetisch lassen sich die vorliegenden Analysenergebnisse jedoch eher mit den Vorstellungen von FITZPATRICK (1956) und BIBUS u.a. (1976) in Einklang bringen. Eine Deckfolge konnte ich bei den Hochlagenböden nicht ausgliedern.

1.2. Bodenwasserhaushalt

Der Wasserhaushalt eines Bodens wird in erster Linie durch den Jahresgang der Witterungsabläufe reguliert. Sie bestimmen Art, Menge und Verteilung der Niederschläge.
Der zur Erdoberfläche gelangte Regen versickert entsprechend dem jeweiligen Infiltrationsvermögen im Boden oder gelangt oberflächig zum Abfluß. Im Erdreich kann das Wasser bis in größere Tiefen perkolieren und erreicht nach einer gewissen Verweildauer mit dem Grundwasserstrom den Vorfluter. Ist der Sickervorgang behindert (z.B. durch einen Verdichtungshorizont), so kann das Wasser über dieser Stausohle als Hangzugwasser abgeführt werden.

Wichtige Kenngrößen im Wasserhaushalt stellen die Verdunstung von vegetationsfreien Oberflächen (= Evaporation) und die Wasserdampfabgabe der Pflanzen (= Transpiration) dar, die unter dem Begriff der Evapotranspiration zusammengefaßt werden. Art und Ausmaß dieser Größe werden v.a. durch Lufttemperatur, Luftzirkulation, Pflanzenbedeckung und Wasserangebot gesteuert. Dem Boden kommt hierbei als Speicher für die Wasserversorgung der Pflanzen eine wichtige Bedeutung zu.

1.2.1. Porenvolumen und Wasserspeichervermögen

Die maximale Wasserspeicherleistung eines Bodens wird als Feldkapazität (FK) bezeichnet. Sie ist durch diejenige Wassermenge definiert, welche ein wassergesättigter Boden in seinen Fein-, Mittel- und langsam dränenden Grobporen gegen die Schwerkraft zu halten vermag (AG BODENKUNDE, 1982). Je geringer der Porendurchmesser ist, umso stärker wird das Wasser darin gebunden und der zu seiner Freisetzung nötige Druck nimmt gleichzeitig zu. Porengrößenintervalle kann man daher auch durch die zugehörigen Saugspannungen definieren. Gängigerweise gibt man hierbei den Druck in logarithmischer Form als Wassersäule (cm) an. Die Feldkapazität entspricht

damit demjenigen Wasseranteil im Boden, welcher mit einer Saugspannung von pF >1,8 (= $10^{1,8}$ cm Wassersäule) gebunden ist.

Da ein hoher bis sehr hoher Skelettanteil die Entnahme von ungestörten Bodenproben in den Hochlagen sehr erschwerte, mußte von direkten Porositätsmessungen abgesehen werden. FK und Gesamtporenvolumen wurden statt dessen mit Hilfe von entsprechenden Tabellen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE, 1982) abgeschätzt. Bei diesem Ansatz gingen Körnung, Lagerungsart, Ton- und Humusgehalte in Form von Zu- bzw. Abschlägen in die Kalkulation ein.
Ein Vergleich mit den wenigen vorhandenen Direktmessungen ermöglicht zumindest die größenordnungsmäßige Überprüfung der Ergebnisse. Der von BAUBERGER (1977) angegebene Wert für das Gesamtporenvolumen der Basisfolge (ca. 35 Vol.%) stimmt gut mit den von mir errechneten Größen (32-36 Vol.%) überein. Auch die für den Oberboden veröffentlichten Werte zwischen 47-69 Vol.% (DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, 1975) zeigen eine gute Übereinstimmung mit meinen Resultaten (42-73 Vol.%). Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind im Anhang aufgeführt.

Berücksichtigt man den hohen Steingehalt der Böden, so errechnet sich für den durchwurzelten Mineralbodenbereich eine Speicherleistung (FK) zwischen 114 und 244 mm (Tab. 2, S.49). Das Wasserhaltevermögen der Hochlagenböden ist insgesamt als gering einzustufen (AG BODENKUNDE, 1982). Die niedrigsten Werte findet man in den steinigen und flachgründigen Plateaulagen, während die feinerdereicheren und tiefgründigeren Standorte höhere FK-Werte aufweisen.

1.2.2. Bodeninterne Wasserbewegungen

Die hohen Jahresniederschläge führen in den Hochlagenböden zu häufiger Wassersättigung. Dies gilt insbesondere für die Dauer der Schneeschmelze. Bei einer weiteren Zufuhr wird das überschüssige Wasser vom Boden über sein Grobporensystem

abgeführt. Das Vermögen eines Bodens, dieses Überschußwasser bodenintern abzugeben, kann anhand des Durchlässigkeitsbeiwerts (k_f) beschrieben werden. Diese Größe stellt eine Materialkonstante dar, welche für wassergesättigte Verhältnisse gültig ist.

Unter Berücksichtigung von Körnung und Lagerungsdichte bestimmte ich die k_f-Werte mittels Schätztabellen (AG BODENKUNDE, 1982). Hierbei liegt folgender Bewertungsmaßstab zugrunde:

k_f (cm/Tag)	Wasserdurchlässigkeit
1 - 10	gering
10 - 40	mittel
40 - 100	hoch
100 - 300	sehr hoch

Die durchwurzelte Hauptfolge verfügt in der Regel über eine sehr hohe Leitfähigkeit und Infiltrierbarkeit. Damit bestätigt sich die Beobachtung, daß der Boden selbst nach Starkregen und während der Schneeschmelze die zugeführten Wassermengen aufzunehmen vermag. Dies wird durch die geschlossene Bodenvegetation gefördert, welche einen Oberflächenabfluß stark behindert. Hingegen liegen die Durchlässigkeitswerte im verfestigten Unterboden regelmäßig um rund eine Zehnerpotenz niedriger. Sie sind als gering bis mittel anzusprechen (s. Tabellen im Anhang). Die errechneten Werte stehen mit den Ergebnissen von Infiltrationsmessungen (AMMER u.a., 1986) in Einklang.
Dieser k_f-Sprung hat für die Wasserdynamik der Hochlagenböden folgende Konsequenzen: Nach starken Regenfällen oder während der Schneeschmelze wandert in der wassergesättigten oberen Bodenzone Sickerwasser nach unten, bis die Perkolation an der Grenze zur schlecht durchlässigen Basisfolge gehemmt wird. Das freie Bodenwasser wird nun über dem Staukörper überwiegend seitlich abgeführt. Es kann im Laufe des Lateralzuges entweder flache Quellen erreichen, teilweise tiefer versickern oder von der Vegetation verbraucht werden.

Diese Überlegung wird durch die Beobachtung bestätigt, daß nach heftigen Gewitterregen an Hanganschnitten rasch Sickerwasser entlang der Schichtgrenze Hauptfolge/Basisfolge austritt. Einen weiteren Hinweis liefern die in den Profilgruben wiederholt beobachteten Humus- und Eisenbändchen, die ebenfalls an diese Schichtgrenze gebunden sind.

Durch einen hohen Grobporenanteil (12-18 Vol.%) wird die Beendigung von Naßphasen beschleunigt. Die rasch dränenden Grobporen sind bei FK definitionsgemäß lufterfüllt und tragen erst bei Wasserübersättigung zur Wasserabfuhr bei. Die Durchlüftung des Oberbodens ist allgemein als hoch zu bezeichnen (AG BODENKUNDE, 1982); nur vereinzelt auftretende anmoorige Horizonte sind als gering belüftet einzustufen.

1.2.3. Wasserversorgung

Wie die vorangegangenen Überlegungen gezeigt haben, tritt bei den meisten Hochlagenböden temporär eine laterale Abflußkomponente auf, deren genaues Ausmaß nur schwer abschätzbar ist. Daher erscheint es wenig sinnvoll, die Wasserversorgung der Vegetation über einen Bilanzierungsansatz beurteilen zu wollen, der nur Verdunstung und Niederschlag berücksichtigt. Statt dessen soll dazu die im Boden speicherbare pflanzenverfügbare Wasserkapazität (nFK) herangezogen werden. Diese Größe gestattet Rückschlüsse darauf, wie lange ein Pflanzenbestand vom Bodenwasservorrat zehren kann, wenn Niederschläge oder seitliche Wasserzufuhr ausbleiben. Man erhält die nFK, indem man die Feldkapazität FK um den sogenannten Totwasseranteil reduziert, der in den Feinporen sehr fest gebunden ist und damit den Pflanzen entzogen bleibt. Die Berechnungen wurden ebenfalls anhand von Tabellen der AG BODENKUNDE, (1982) durchgeführt. Neben Stein-, Humus- und Tongehalten ging auch die Mächtigkeit der durchwurzelten Bodenzone in die Kalkulationen ein.
Die ökologische Bewertung der resultierenden nFK-Werte erfolgt gemäß der AG BODENKUNDE (1982):

nFK (mm)	Bewertung
< 50	sehr gering
50- 90	gering
90-140	mittel
140-200	hoch

Ein geringes Speichervermögen für pflanzenverfügbares Wasser weisen nur besonders flachgründige und steinige Podsole in Plateaulagen auf, sofern nicht eine mächtige Humusauflage ausgleichend wirkt. Hohe nFK-Werte treten bei den tiefgründigeren, humusreichen Podsol-Braunerden und Gleyen der Hangpartien auf. Zwischen diese beiden Extreme sind die übrigen Bodenformen mit einer mittleren nFK einzuordnen.
Eine besondere Bedeutung kommt der organischen Auflage für die Wasserversorgung der Pflanzen zu, denn auf sie entfällt häufig 1/3 der nutzbaren Feldkapazität eines Standorts.
Wenn man gemäß STAHR (1979) für die Hochlagenwälder während der Vegetationszeit eine wöchentliche Evapotranspiration von rund 15 mm veranschlagt, dann dürfte selbst auf den speicherschwachen Plateaulagen die Pflanzendecke eine mehrwöchige Trockenphase unbeschadet überstehen können. Am günstigsten schneiden die mittelgründigen Standorte der Hangbereiche ab, deren Wasservorrat bei einer mittleren täglichen Verdunstungsrate von 15 mm rein rechnerisch auch nach 10 Wochen noch nicht erschöpft ist. Weil längere Trockenperioden in den Hochlagen nur selten auftreten, kann man die Verhältnisse in den Hochlagen insgesamt als frisch bis feucht ansprechen. Zu dieser Schlußfolgerung führen auch die vegetationskundlichen Aufnahmen, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurden (s. Anhang).
Selbst auf den Gipfelverebnungen dürfte daher die Wasserversorgung keinen limitierenden Faktor für die Vegetation darstellen. Bei langanhaltender Wassersättigung des Bodens muß vielmehr mit negativen Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum gerechnet werden, weil in diesem Fall die Bodenerwärmung im Frühjahr stark verzögert wird. Dies gilt insbesondere für die Plateaulagen mit ihrer lang andauernden Schneebedeckung.

		nFK	nFK	FK
		(jeweils in mm)		
		org.Aufl.	durchw. Mineral-boden	durchw. Mineral-boden
Arbeitsgebiet Lusen				
Torf-Hanggley	(A)	77	166	212
Hochlagen-Podsol	(B)	55	100	130
Braunerde-Podsol	(C)	33	140	188
Podsol-Braunerde	(D)	66	177	244
Braunerde-Podsol	(E)	33	101	133
Arbeitsgebiet Steinschachten				
Hochlagen-Podsol	(A)	55	100	127
Braunerde-Podsol	(B)	82	133	170
Braunerde-Podsol	(C)	60	122	164
Podsol-Braunerde	(D)	33	150	212
Hochlagen-Hanggley	(E)	55	140	190
Arbeitsgebiet Lackenberg				
Hochlagen-Podsol	(A)	5	80	116
Braunerde-Podsol	(B)	38	95	145
Podsol-Hanggley	(C)	38	127	171
Pseudogley-Podsol	(D)	66	122	163
Braunerde-Podsol	(E)	49	107	146
Hochlagen-Podsol	(F)	22	82	114

Tab. 2: Maximales Wasserspeichervermögen (FK) und pflanzenverfügbarer Bodenwasseranteil (nFK) für verschiedene Hochlagenstandorte des Inneren Bayerischen Waldes.

2. Chemische Eigenschaften der Böden

2. 1. Bodenacidität

Die Böden in den Hochlagen des Bayerischen Waldes sind allgemein als stark bis extrem sauer anzusprechen. Die tiefsten pH-Werte findet man stets in der organischen Auflage, während der Aciditätsgrad mit zunehmender Bodentiefe abnimmt. In den Of- und Oh-Lagen variieren die in H_2O gemessenen pH-Werte zwischen 3,1 und 4,6 (vgl. Abb. 8). Ein ähnliches pH-Milieu findet man auch noch im obersten dm des Mineralbodens. In der darunter gelegenen Bodenzone und in der Basisfolge steigen die pH-Werte regelmäßig auf Werte zwischen 4,5 und 5,1 an. Dieser vertikale pH-Gradient ist das Resultat einer Bodenversauerung im Verlauf der Pedogenese. Wie der Vergleich verschiedener Standorte verdeutlicht, hat sie in den Hochlagen bereits zu einer gewissen bodenchemischen Nivellierung der Böden geführt, so daß die ursprünglich vorhandenen Substratunterschiede nur noch in abgeschwächter Form zu erkennen sind. Diese Versauerung ist prinzipiell bereits in zahlreichen einschlägigen Arbeiten nachgewiesen und beschrieben worden (z.B. FIEDLER u. HOFMANN, 1986; ULRICH, 1988b; GRENZIUS, 1984; HAY u.a., 1985; NILSSON u. BERGKVIST, 1983; SCHIERL u.a. 1986; ULRICH u.a., 1979). Die daran beteiligten Faktoren und Prozesse wurden wiederholt und unter wechselnden Aspekten dargestellt und bewertet (z.B. REHFUESS, 1981a; KRUG u. FRINK, 1983; VAN BREEMEN u.a., 1984; ULRICH, 1986). Unklar ist, in welchem Ausmaß anthropogene Faktoren an der Versauerung der Hochlagenböden beteiligt waren bzw. sind.

Im Zusammenhang mit den extrem saueren Verhältnissen ergeben sich für die organische Auflage erhebliche Anteile an austauschbaren Protonen. Sie nehmen hier ca. 1/3 der Austauscherpositionen ein. Eine Ausnahme stellt der Gabbrostandort am Lusen dar, dessen Sorptionsplätze in der Humusauflage nur zu ca. 20% mit H^+-Ionen belegt sind (vgl. Abb. 12 u. 13 sowie Tabellen im Anhang).

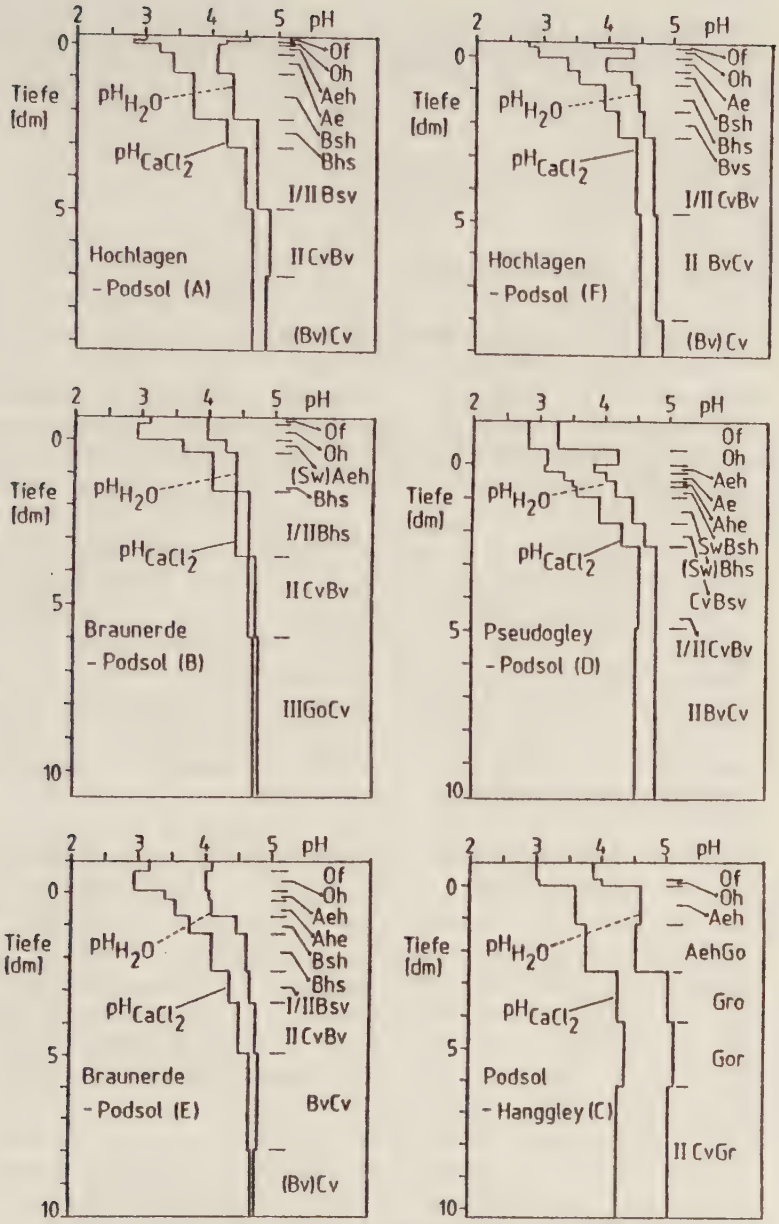


Abb. 8: Ph-Tiefenfunktionen für die untersuchten Hochlagen-Pedons am Lackenberg.

2. 2. Organische Stoffe, Stickstoff und Phosphor

2. 2. 1. C-, N- und P-Gehalte

Die während der Bodenentwicklung abgelaufene Humusanreicherung ist für den Luft-, Wasser- und Nährstoffhaushalt eines Standorts von großer Bedeutung. Außerdem vermögen Humusstoffe organische Liganden für sehr mobile metallorganische Komplexe bereitzustellen. Bei entsprechenden Rahmenbedingungen können sie daher eine wichtige Rolle im Mobilisierungsgeschehen von Sesquioxiden und Schwermetallen spielen (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1984).

Die Humusgehalte carbonatfreier Böden lassen sich mit Hilfe eines Umrechnungsfaktors (f=1,72) aus den Gesamtkohlenstoff-Werten ableiten. Dieses Vorgehen vermag jedoch nur Näherungswerte zu liefern, weil die C-Gehalte der verschiedenen Huminstoffe in gewissem Rahmen variieren. Typische Fulvosäuren z.B., welche für eine gehemmte Streuumsetzung charakteristisch sind, weisen geringere C-Anteile auf als Huminsäuren, die in biologisch aktiven Humusformen vorherrschen (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1984).

In den Hochlagenböden findet man erwartungsgemäß die höchsten C-Gehalte in der organischen Auflage. Sie schwanken im Bereich der durchwurzelten Hauptfolge zwischen 10-240 mg/g und entsprechen damit einem Humusgehalt von 2-40%. Somit ist diese obere Mineralbodenzone insgesamt als stark bis sehr stark humos anzusprechen. Im verfestigten Unterboden gehen die C-Gehalte meist rasch auf Werte <10 mg/g zurück, so daß nur noch von schwach humosen Verhältnissen gesprochen werden kann (vgl. Abb. 9).
Der Standortsvergleich läßt erkennen, daß in allen drei Tiefenstufen die höchsten mittleren C-Werte bei Böden auftreten, die aus Granitschutt hervorgegangen sind.
Eine horizontweise Betrachtung der einzelnen Profile verdeutlicht, daß im Oberboden zusätzlich Verlagerungsprozesse wirksam sind, welche die vertikale Humusverteilung beeinflussen. Solche Transportvorgänge sind am stärksten bei den

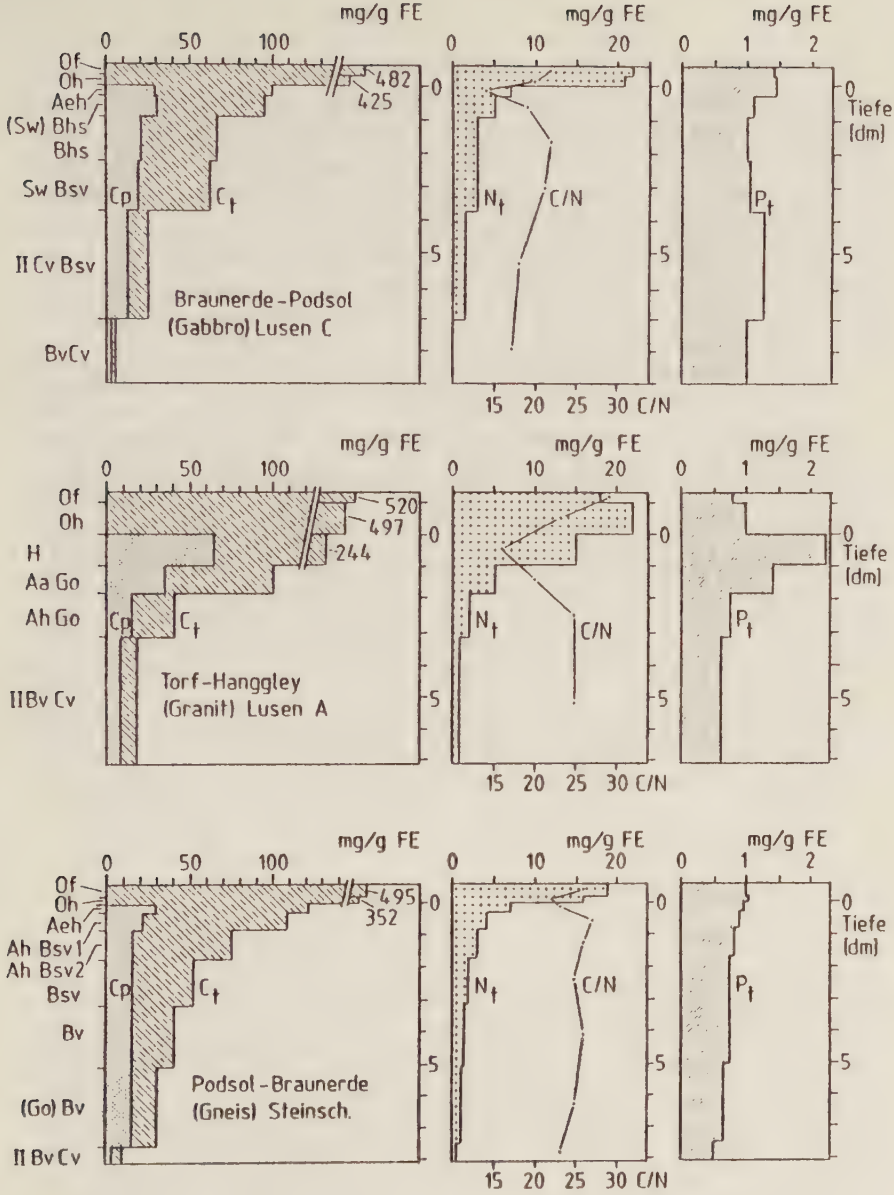


Abb. 9: Gesamtgehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor sowie Na-pyrophosphatlöslicher Kohlenstoff und C/N-Werte für ausgewählte Pedons verschiedener Hochlagenstandorte.

stark podsolierten Böden der Plateaulagen wirksam. Einen Hinweis auf die hohe Mobilität der organischen Stoffe liefert auch die Na-pyrophosphatlösliche Kohlenstofffraktion (Cp), deren Anteil am Gesamt-C in der oberen Bodenzone regelmäßig rund 30% beträgt (vgl. Abb. 9).
Die C-Verteilung innerhalb der Pedons gestattet daher Rückschlüsse auf deren Dynamik und kann zur Unterscheidung von genetischen Bodentypen bzw. -formen herangezogen werden.

Die vorherrschend organische Bindung des Stickstoffs hat zur Folge, daß die Tiefenfunktionen von C und N nahezu identisch sind (Abb. 9). Im Rahmen des biologischen Stoffkreislaufes wird auch Phosphor im Humuskörper angereichert; im Vergleich zum Stickstoff fällt der Gehaltsrückgang zum Unterboden hin jedoch relativ gering aus. Anorganische Bindungsformen müssen daher im Mineralboden zunehmend an Bedeutung gewinnen. Neben geogenen P-Fraktionen (z.B. im Apatit) kommen dafür v.a. Fe- und Al-Phosphate in Frage, die an pedogene Oxide gebunden sind (PARFITT u.a. 1975; SREE RAMULU u.a. 1967).
Die erhöhten P-Gehalte im Unterboden des basenreicheren Standorts am Lusen sind für magmatische Gesteine mit einem hohen Anteil an dunklen Gemengteilen typisch.

2.2.2. C-, N- und P-Vorräte

Die Vorratsberechnungen führte ich nach den im Kap. A 3.1.3. erläuterten Verfahren durch.
Die Kohlenstoff- bzw. Humusvorräte der Hochlagen-Bodenformen werden in erster Linie von der Gründigkeit und Auflagenmächtigkeit bestimmt. Demgemäß sind die höchsten Humusakkumulationen (ca. 80 kg/m² *durchwurzeltes Solum) für extrem humose Hanggleye und mittel- bis tiefgründige Podsol-Braunerden zu verzeichnen, während die flach ausgebildeten Hochlagen-Podsole nur über vergleichsweise geringe Humusvorräte (ca. 30 kg/m² *durchwurzeltes Solum) verfügen.
Die Humusmengen entfallen meist annähernd zu gleichen Teilen auf die organische Auflage und den Mineralboden. Eine auffallend dünne Auflagendecke ist für den basenreicheren

Standort am Lusen typisch, weshalb bei diesem Pedon der Humus überwiegend im Mineralboden gespeichert wird. Nur ca. 1/3 der gesamten Humusmenge entfällt hier auf die Auflage (vgl. Tab. 3). Auch bei einem Hochlagen-Podsol am Lackenberg (Profil A) sind die in der O-Lage gespeicherten Vorräte an C_t, N_t und P_t infolge einer geringen Auflagenmächtigkeit besonders niedrig. Da dieses Pedon in einer durch Windwurf entstandenen Freifläche liegt, ist hier infolge der erhöhten Sonneneinstrahlung mit einem beschleunigten Humusabbau zu rechnen.

Ausgesprochen hoch sind die N-Vorräte der untersuchten Pedons, die zwischen 0,5 und 2 kg/m² *durchw. Solum variieren (Tab. 3). Zum Vergleich: EMBERGER (1965) gibt für 44 ausgewählte bayerische Waldstandorte N-Vorräte zwischen 0,2 und 1,6 kg/1m Tiefe an. Bei dieser Gegenüberstellung ist zu berücksichtigen, daß wegen der geringen Durchwurzelungstiefe der Hochlagen-Pedons oft nur die obersten 5 dm des Bodens in die Vorratsberechnungen eingingen.

Die P-Vorräte der untersuchten Hochlagenstandorte schwanken zwischen 0,2 und 0,4 kg/m² *durchw. Solum. Sie sind im Vergleich mit anderen bayerischen Waldstandorten (EMBERGER, 1965) als mittel einzustufen.

2.2.3. C/N- und C/P-Verhältnisse

Die kühl-humiden Klimaverhältnisse in den Hochlagen lassen in Zusammenhang mit den meist basenarmen Substraten den Rohhumus als die typische Humusform der Hochlagen erwarten. Wie die Geländeaufnahmen zeigten, bilden sich tatsächlich oft mächtige Auflagepakete aus, jedoch fehlen meist das für Rohhumus charakteristische plattig-kohärente Gefüge und der scharfe Übergang zum Mineralboden. Von BOSCH u.a. (1983) wurde diese Humusform daher als biologisch aktiver, feinhumusreicher, lockerer Moder oder Rohhumus bezeichnet.
Zwar sind in den obersten Mineralbodenhorizonten oft die für Podsolierungsvorgänge typischen Bleichzonen erkennbar, aber die C/N- bzw. C/P-Werte weisen in der Regel auf eine relativ günstige Zersetzung hin. Vereinzelt findet man in der Oh-

	Humusauflage			durchw. Mineralboden		
	C_t	N_t	P_t	C_t	N_t	P_t
Lackenberg (Gneis) (Pedon A-F)						
Hochlagen-Podsol	1,29	0,05	<0,01	12,07	0,54	0,24
Braunerde-Podsol	8,90	0,39	0,02	15,08	0,60	0,25
Podsol-Hanggley	9,25	0,39	0,02	10,96	0,56	0,13
Pseudogley-Podsol	15,82	0,70	0,04	6,97	0,29	0,16
Braunerde-Podsol	9,93	0,49	0,03	8,49	0,36	0,15
Hochlagen-Podsol	5,01	0,18	0,01	7,42	0,31	0,13
Steinschachten (Gneis) (Pedon A-E)						
Hochlagen-Podsol	14,44	0,53	0,03	7,33	0,31	0,13
Braunerde-Podsol	22,76	0,75	0,04	8,18	0,36	0,15
Braunerde-Podsol	14,43	0,54	0,02	7,96	0,34	0,15
Podsol-Braunerde	8,05	0,32	0,02	20,89	0,82	0,28
Hochlagen-Hanggley	13,95	0,57	0,03	27,33	1,16	0,22
Lusen (Granit) (Pedon A,B,D,E)						
Torf-Hanggley	19,60	0,82	0,04	17,26	0,93	0,21
Hochlagen-Podsol	15,57	0,55	0,02	7,82	0,29	0,15
Podsol-Braunerde	17,44	0,74	0,03	29,70	1,28	0,30
Braunerde-Podsol	8,55	0,36	0,02	12,83	0,50	0,43
Lusen (Gabbro) (Pedon C)						
Braunerde-Podsol	8,17	0,38	0,03	21,09	1,06	0,31

(jeweils kg/m²)

Tab. 3: C_t-, N_t- und P_t-Vorräte in den untersuchten Hochlagen-Pedons des Inneren Bayerischen Waldes.

Lage sogar C/N-Quotienten <20, die nach den gängigen Vorstellungen als Beleg für eine biologisch aktive Humusform (Mull) angesehen werden (v. ZEZSCHWITZ, 1980). Auch im stark durchwurzelten obersten dm des Mineralbodens treten oft C/N-Werte <20 auf. Die für Rohhumus typischen C/N-Verhältnisse >27 sind hingegen auf die Plateaubereiche der Hochlagen beschränkt (vgl. Abb. 9 und Tab. 4).

Dieses gemeinsame Auftreten von mächtigen, biologisch mäßig aktiven bis aktiven Auflagehumusdecken und mehr oder weniger intensiven Podsolierungsvorgängen im darunterliegenden Solumabschnitt verdeutlicht, daß wir es hier mit einer regionalen Humus-Sonderform zu tun haben, welche für die subalpinen Fichtenwälder des Inneren Bayerischen Waldes offenbar typisch ist. Ungeklärt bleibt, welche Bodenfauna unter derartigen Klimaverhältnissen an den Stoffumsetzungen beteiligt ist. In diesem Zusammenhang dürfte auch der dichten Bodenvegetation als Streulieferant eine große Bedeutung zukommen (KÖLLING u. REHFUESS, 1987). Nicht auszuschließen ist ferner der Einfluß atmogener Stickstoffdeposition, die eine Melioration der Humusform bewirken könnte (v. ZEZSCHWITZ, 1984).

Die C/N- und C/P-Werte ergeben für die Arbeitsgebiete ähnliche Tiefenverläufe. Im allgemeinen werden die C/N- bzw. C/P-Verhältnisse im Solum mit der Tiefe enger, wobei die günstigsten Quotienten (C/N ca. 17) vom Gabbrostandort am Lusen erreicht werden. Möglicherweise spiegelt sich hierin eine erhöhte mikrobielle Aktivität wider, welche durch ein relativ günstiges pH-Milieu gefördert wird (s. Abb. 9 u. Tabellen im Anhang).

Hochlagen-Podsole				Braunerde-Podsole			
Lusen	B	(Granit)	27	Lusen	E	(Granit)	23
Steinsch.	A	(Gneis)	27	Lusen	C	(Gabbro)	20
Lackenb.	F	(Gneis)	31	Lackenb.	E	(Gneis)	19
Lackenb.	A	(Gneis)	24	Lackenb.	B	(Gneis)	23
				Steinsch.	B	(Gneis)	30
				Steinsch.	C	(Gneis)	25
		$\bar{x}$ =	27			$\bar{x}$ =	23

Podsol-Braunerden				Hanggleye			
Steinsch.	D	(Gneis)	22	Steinsch.	E	(Gneis)	22
Lusen	D	(Granit)	23	Lusen	A	(Granit)	23
				Lackenb.	C	(Gneis)	22
		$\bar{x}$ =	22			$\bar{x}$ =	22

Tab. 4: C/N-Quotienten für die Oh-Lage verschiedener Hochlagen-Bodenformen des Inneren Bayerischen Waldes.

2.3. Basenausstattung

2.3.1. Gesamtgehalte und -vorräte

2.3.1.1. Elementgehalte

Auf der Grundlage von 16 Pedons wurden für verschiedene Standorte die mittleren Basengehalte der Feinerde kompartimentweise berechnet. Die Resultate sind in Abb. 10 zusammengestellt. Die Originalwerte für diese Kalkulationen sind im Anhang zusammengestellt.

In der organischen Auflage ergeben sich auf den verschiedenen Ausgangsgesteinen für Na^+, K^+, Ca^{2+} und Mg^{2+} jeweils ähnliche Gehalte. Es ist bemerkenswert, daß dies auch für den Gabbrostandort (Pedon Lusen C) gilt, der im durchwurzelten Mineralboden über deutlich höhere Basengehalte verfügt. Diese bessere Versorgungslage im Wurzelraum sollte sich eigentlich über eine verstärkte Pflanzenaufnahme (Basenpumpe) auch auf die Streuzusammensetzung und damit auf die organische Auflage auswirken.

Die niedrigsten Ca-Gesamtgehalte in der durchwurzelten Mineralbodenzone wurden für die Gneisgebiete nachgewiesen. Selbst die relativ armen Granitböden weisen im Vergleich zu ihnen höhere Ca-Werte auf (Abb. 10). Diese Besonderheit erklärt sich wahrscheinlich aus der Beobachtung, daß der grobkörnige Finsterauer Kristallgranit plagioklasreich ist und zu rascher Vergrusung neigt; hierdurch erfährt offenbar die Feinerdefraktion eine beschleunigte Ca-Nachlieferung. Über ein Mehrfaches an Ca und Mg verfügt der Gabbro-Standort am Lusen. Von allen untersuchten Pedons weist er die höchsten Gesamtgehalte an Ca und Mg auf.
Die geringsten Mg-Gehalte findet man in den Granit-Pedons, während die Gneisgebiete eine Zwischenstellung einnehmen (Abb. 10 u. 11). Diese Unterschiede lassen sich durch die wechselnde petrographisch/mineralogische Ausgangssituation erklären, die eine substratspezifische Silikatverwitterung und Elementfreisetzung zur Folge hat. Auch die geringeren K-

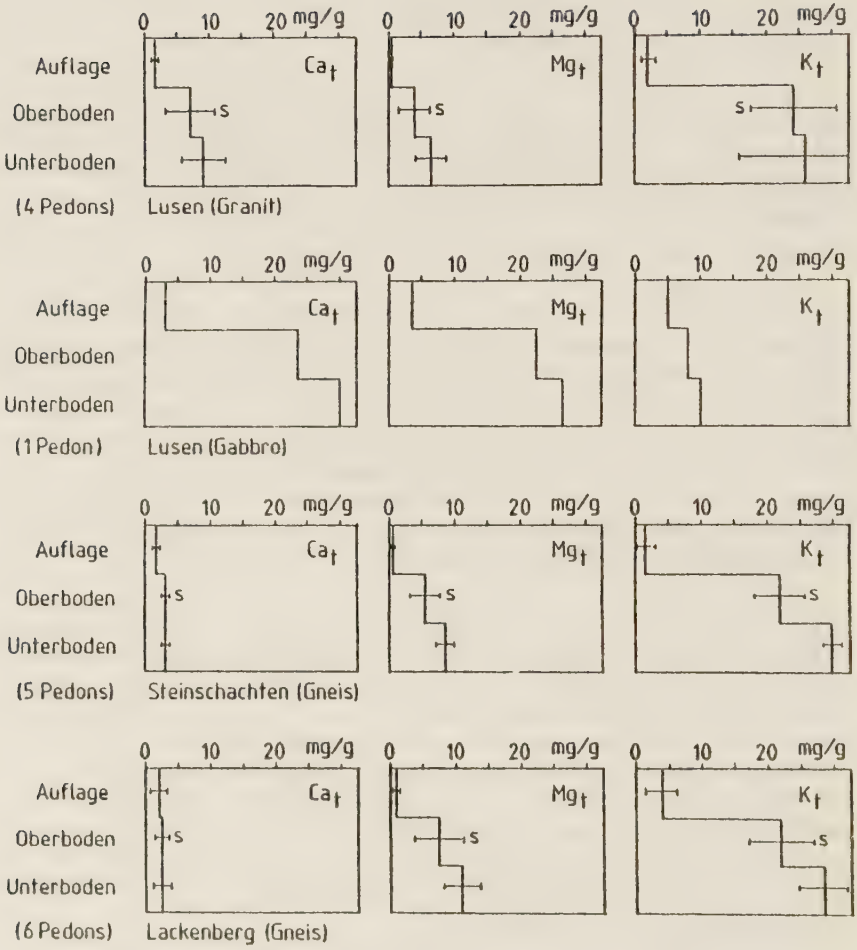


Abb. 10: Feinerdebezogene Gesamtgehalte an Ca, Mg und K für verschiedene Hochlagenstandorte und wechselnde Tiefenstufen (s = Standardabweichung).

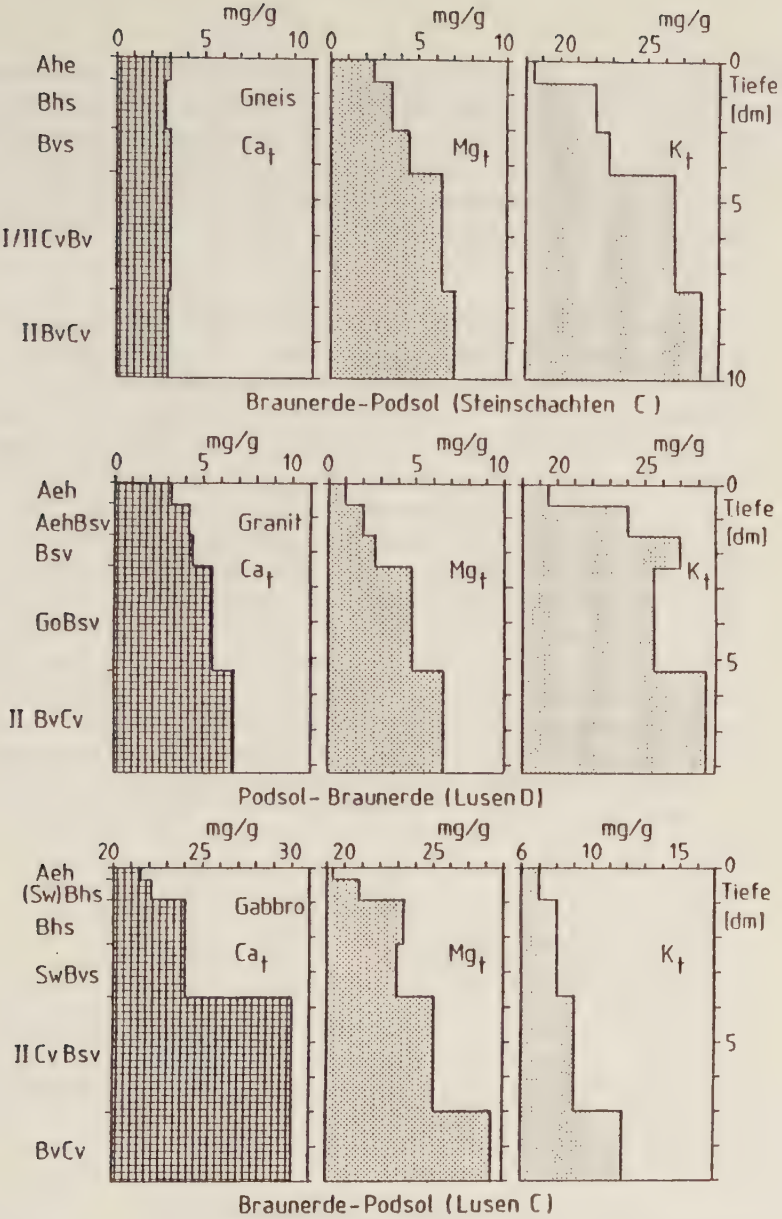


Abb. 11: Tiefenfunktion der feinerdebezogenen Gesamtgehalte an Ca, Mg und K für ausgewählte Hochlagen-Pedons des Inneren Bayerischen Waldes.

Gehalte des Gabbro-Pedons sind auf die geologisch/mineralogischen Verhältnisse zurückzuführen, denn im Vergleich zu Gneisen und Graniten sind dunkle magmatische Gesteine allgemein als kaliumarm zu bezeichnen (vgl. BRINKMANN, 1967). Diese geogen bedingten Variationen finden sich auch in der verfestigten Basisfolge, wo sie sich teilweise noch verstärken.

Insgesamt zeigt der vertikale Gehaltsverlauf der verschiedenen Basen-Kationen mit der Bodentiefe stets einen Anstieg der Werte. Dies wird auch aus der kompartimentweisen Darstellung in Abb. 10 ersichtlich. So erreichen z.B. die mittleren Mg-Gehalte des durchwurzelten Mineralbodens nur rund 60% der entsprechenden Werte im verfestigten unteren Solum. Noch besser kommt dieses Gehaltsgefälle bei einer horizontweisen Betrachtung zum Ausdruck (Abb. 11). Auch hier ist der Rückgang der Mg-Gehalte im Oberboden stets ausgeprägt, so daß in den obersten A-Horizonten teilweise nur 5% der in der Basisfolge nachgewiesenen Mg-Gehalte auftreten. Diese Vertikalverteilung kann als das Ergebnis von intensiven Entbasungsvorgängen interpretiert werden, die im gut wassergängigen Oberboden besonders wirksam sind.
Sehr ähnliche Tiefenfunktionen der Elementgehalte werden von HOFMANN u. FIEDLER (1986) für vergleichbare Mittelgebirgsstandorte angegeben.

2.3.1.2. Basenvorräte

Die Gesamtelement-Vorräte des durchwurzelten Oberbodens an Ca, Mg, Na und K sind für sämtliche Pedons nach dem in Kap. A 3.1.3. erläuterten Verfahren errechnet worden. Der im Auflagehumus gebundene Basenanteil ist im Vergleich zum Mineralboden so gering, daß er vernachlässigbar ist.

Wenn man die Grenzwerte von SCHLICHTING und BLUME (1966) zugrunde legt, dann gelten die Ca_1-Vorräte der Hochlagenböden insgesamt als mäßig (0,25-0,50 kg/m² *durchw. Solum) bis hoch (0,50-1,00 kg/m² *durchw. Solum). Die Bevorratung auf dem Gabbrostandort ist mit 9,7 kg/m² *durchw. Solum sogar

hervorragend. Selbst bei den Granitböden treten hohe bis sehr hohe Ca-Vorräte auf. Dies gilt z.B. für die Podsol-Braunerde am Lusen, die sich aufgrund ihrer mittelgründigen Entwicklung auch durch hohe Mg_t-Reserven auszeichnet. Ansonsten sind für die Granitböden am Lusen mäßige bis hohe Mg_t-Vorräte (0,25-1,00 kg/m² *durchw. Solum) typisch (Tab. 5).

		K_t	Na_t	Mg_t	Ca_t
		(kg/m² *durchw. Solum)			
Lackenberg (Gneis)					
Hochlagen-Podsol	(A)	5,5	2,4	0,6	0,4
Braunerde-Podsol	(B)	4,1	2,8	1,5	1,0
Podsol-Hanggley	(C)	7,2	2,6	1,9	0,3
Pseudogley-Podsol	(D)	4,1	1,0	1,2	0,2
Braunerde-Podsol	(E)	3,9	1,7	1,9	0,4
Hochlagen-Podsol	(F)	4,4	2,3	1,6	0,7
Steinschachten (Gneis)					
Hochlagen-Podsol	(A)	3,9	2,0	0,8	0,5
Braunerde-Podsol	(B)	4,5	2,7	0,4	0,7
Braunerde-Podsol	(C)	5,9	2,6	1,1	0,5
Podsol-Braunerde	(D)	9,2	3,7	3,2	0,6
Hochlagen-Hanggley	(E)	4,1	1,5	1,0	0,4
Lusen (Granit)					
Torf-Hanggley	(A)	4,3	2,9	0,4	0,7
Hochlagen-Podsol	(B)	4,4	2,8	0,4	0,7
Podsol-Braunerde	(D)	7,9	5,8	1,0	1,5
Braunerde-Podsol	(E)	7,1	6,2	2,3	2,4
Lusen (Gabbro)					
Braunerde-Podsol	(C)	3,1	4,9	8,9	9,7

Tab. 5: Gesamtvorräte an Kalium, Natrium, Calcium und Magnesium im durchwurzelten Solum verschiedener Hochlagenstandorte des Inneren Bayerischen Waldes (bezogen auf die Feinerdefraktion).

Die aus Gneisschutt hervorgegangenen Böden am Lackenberg und Steinschachten verfügen meist über eine sehr hohe Mg_t-Bevorratung (>1,0 kg/m² *durchw. Solum) und das Gabbro-Pedon ist sogar hervorragend mit Mg_t ausgestattet. Relativ ungünstig ist die Versorgungssituation auch in diesem Fall bei den flachgründigen Hochlagen-Podsolen der Plateaulagen, wo die Mg-Vorräte nur ein mittleres Niveau erreichen.
Nach den Kriterien von SCHLICHTING und BLUME (1966) ist für die Hochlagenböden allgemein eine sehr hohe K-Bevorratung (>3,0 kg/m² *durchw. Pedontiefe) typisch. Sie ist durch den Reichtum der Granite und Gneise an K-haltigen Mineralen bedingt. Abgesehen von den etwas niedrigeren K-Werten des aus Gabbro hervorgegangenen Bodens, sind die meisten Standorte mit K_t ähnlich ausgestattet und es fehlen größere substratspezifische Besonderheiten. Eine gewisse Variation ergibt sich aus der wechselnden Gründigkeit der Böden, wobei die höchsten K_t-Vorräte in den tiefergründigen Podsol-Braunerden gespeichert sind (Tab. 5).

Möglicherweise fällt die Einschätzung der Basenvorräte generell etwas zu günstig aus, weil sich die Grenzwerte von SCHLICHTING und BLUME auf die verwitterbare Fraktion (Aufschluß mit 30% iger HCl) beziehen, während die eigenen Werte den Gesamtgehalten (Aufschluß mit Flußsäure/Perchlorsäure) entsprechen.

2.3.1.3. Bilanzierungen

Um das Ausmaß der abgelaufenen Basenverarmung größenordnungsmäßig beurteilen zu können, wurde von mir für jedes Profil eine Bilanzierung dieser Elemente durchgeführt. Das Vorgehen im einzelnen ist in Kap. A 3.1.3. beschrieben.

Die höchste mittlere Basenabfuhr errechnet sich für das Gneisgebiet am Lackenberg, dessen basisch wirkende Kationen im Oberboden insgesamt eine Einbuße von ca. 30 IA% erfuhren. Zwar sind auf Gabbro die abgeführten Basenmengen absolut gesehen ebenfalls hoch, aufgrund der hier vorhandenen beträchtlichen Gesamtgehalte fallen sie jedoch prozentual

		K_t	Na_t	Mg_t	Ca_t	Basen Σ	
		(jeweils mol IÄ/m²*durchw. Solum)					
Lackenberg (Gneis)							
Hochlagen-Podsol	(A)	- 9,2	-63,2	- 54,0	- 7,2	-133,6	(30%)
Braunerde-Podsol	(B)	-26,5	- 4,5	- 79,7	+ 5,8	-104,9	(21%)
Podsol-Hanggley	(C)	-54,6	- 7,4	-170,6	- 1,8	-234,4	(33%)
Pseudogley-Podsol	(D)	-28,4	-12,3	- 98,8	-11,7	-151,2	(37%)
Braunerde-Podsol	(E)	-43,1	-28,1	- 75,0	-10,3	-156,5	(31%)
Hochlagen-Podsol	(F)	-32,5	-74,0	- 45,9	-23,4	-175,8	(32%)
	$\bar{x}$	-32,4	-31,6	- 87,3	- 8,1	-159,4	
		(20%)	(23%)	(42%)	(26%)	(31%)	
Steinschachten (Gneis)							
Hochlagen-Podsol	(A)	-12,8	- 7,1	-46,1	+1,3	-64,7	(19%)
Braunerde-Podsol	(B)	-11,9	-11,3	-35,0	-3,8	-62,0	(17%)
Braunerde-Podsol	(C)	-21,6	- 7,4	-46,1	+1,0	-74,1	(16%)
Podsol-Braunerde	(D)	-25,0	+ 3,6	-55,8	+1,1	-76,1	(10%)
Hochlagen-Hanggley	(E)	-25,8	+ 8,2	-81,3	+2,6	-96,3	(26%)
	$\bar{x}$	-19,4	- 2,8	-52,9	+0,4	-74,6	
		(12%)	(1%)	(38%)	(4%)	(18%)	
Lusen (Granit)							
Torf-Hanggley	(A)	+11,4	+ 0,7	-22,4	-11,9	-22,7	(7%)
Hochlagen-Podsol	(B)	+17,7	-31,5	-59,6	- 6,9	-80,3	(21%)
Podsol-Braunerde	(D)	+ 5,7	- 4,9	-56,9	-16,0	-72,1	(10%)
Braunerde-Podsol	(E)	-31,7	-19,1	-83,1	-40,4	-174,3	(19%)
	$\bar{x}$	+ 0,8	-13,7	-55,5	-18,8	-87,3	
		(5%)	(7%)	(43%)	(21%)	(14%)	
Lusen (Gabbro)							
Braunerde-Podsol	(C)	-24,6	-16,6	-76,9	-37,5	-155,6	(9%)
		(24%)	(7%)	(9%)	(7%)	(9%)	

Tab. 6: Basenbilanzierungen für die durchwurzelte Bodenzone verschiedener Hochlagenstandorte des Inneren Bayerischen Waldes.

weniger ins Gewicht. Die Gesamt-Basenverluste am Steinschachten (Gneis) und Lusen (Granit) variieren in den einzelnen Pedons zwischen 10 und 20 IÄ%. Es ist bemerkenswert, daß unabhängig von der petrographischen Ausgangssituation der Oberboden für Magnesium regelmäßig die höchste Verlustquote zu verzeichnen hat. Sie kann im Extremfall bis zu 60% des Ausgangswertes erreichen (vgl. Tab. 6). Diese relativ hohen Verluste an Mg könnten eine Ursache dafür sein, daß im Oberboden die verwitterungsbedingte Mg-Freisetzung aus den Mineralen Biotit und Cordierit nicht mehr mit der Abfuhr dieses Elements Schritt halten kann.

Während sich für Magnesium die Auswaschungsraten auf allen Standorten ähneln, lassen Kalium und Calcium eine gewisse Differenzierung erkennen. So ergeben sich für die Granitböden meist positive K-Bilanzen und auch für Calcium ist am Steinschachten in fast allen Pedons ein leichter Überschuß zu verzeichnen, der allerdings nicht signifikant ist. Düngungseffekte scheiden in beiden Fällen als Ursache aus, weil derartige Maßnahmen nur am Lusen in geringem Ausmaß durchgeführt wurden. Auch eine laterale Zufuhr durch ziehendes Hangwasser kommt nicht in Betracht, weil die positiven Bilanzen im gleichen Maß für die Böden der Plateau- wie auch der Hanglagen zutreffen. Gegen äolische Stoffbeimengungen sprechen die durchgeführten Körnungsanalysen (s. Kap. B 1.1.) und die vorliegenden Analysenresultate. Schließlich kann auch eine atmogene Stoffdeposition diese Eigenheit nicht erklären, denn in diesem Fall müßten alle Standorte gleichermaßen davon betroffen sein. Als Erklärung für diese Besonderheiten bleiben daher wohl nur Unterschiede im Verwitterungsgeschehen zwischen den einzelnen Standorten und Elementen. Wahrscheinlich hat man daher die relativen K- und Ca-Anreicherungen durch elementselektive Verwitterungsprozesse zu erklären. Derartige Vorgänge sind im Bereich des Bärhaldegranits (Südschwarzwald) von KEILEN u.a. (1976) bereits beschrieben worden.

Bei einer horizontweisen Aufschlüsselung der Basenverluste errechnen sich stets die höchsten Mobilisierungsraten für den obersten dm des Mineralbodens. Die höchsten Verlustquoten für das Element Magnesium errechnen sich im Aeh (bzw. Ahe, Ae), dessen Gehalt auf 5% der Ausgangswerte zurückgehen

kann. Dieser Sachverhalt ist für die Ernährung der Hochlagenbestände von wesentlicher Bedeutung, weil damit der Bereich der maximalen Elementabfuhr mit der Hauptwurzelzone zusammenfällt. Bei den anderen Basen sind die horizontbezogenen relativen Verlustraten wesentlich geringer.

Folgende standortspezifischen Mobilisierungsreihen lassen sich aufstellen:

Lusen (Granit)	K^+	< Na^+	< Ca^{2+}	< Mg^{2+};	
Steinschachten (Gneis)	K^+	< Na^+	< Ca^{2+}	< Mg^{2+};	
Lackenberg (Gneis)	K^+	< Na^+	< Ca^{2+}	< Mg^{2+};	
bzw.	K^+	< Na^+	< Mg^{2+}	< Ca^{2+};	
Lusen (Gabbro)	Na^+	< Ca^{2+}	< Mg^{2+}	< K^+;	

2.3.2. Austauschbare Basengehalte

2.3.2.1. Kationenaustauschkapazität und Basensättigung

Die effektive Kationenaustauschkapazität KAK_e ist durch die Summe der Kationenäquivalente definiert, welche bei einer Bodenprobe durch Zugabe einer ungepufferten Salzlösung (in unserem Fall NH_4Cl) ausgetauscht werden können. Als Basensättigungsgrad BS bezeichnet man den prozentualen Anteil der basisch wirkenden Kationen Na^+, K^+, Mg^{2+} und Ca^{2+} an der KAK_e (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1984).

Bedingt durch das ausgeprägte Sorptionsvermögen der organischen Stoffe, liegt die KAK_e (in mmol IÄ/100g FE) der organischen Auflage in den Hochlagenböden regelmäßig erheblich über den Werten der Mineralbodenhorizonte. Die Absolutwerte variieren in den Humusauflagen zwischen 14,3 und 35,5 mmol IÄ/100g FE, wobei die KAK_e-Werte am Lusen mit 30-35 mmol IÄ/100g FE um rund 50% höher sind als an Lackenberg und Steinschachten (Abb. 12 u. 13).
Ferner fällt auf, daß in den Humusauflagen an Steinschachten und Lusen die Oh-Horizonte sich stets durch ein höheres Austauschvermögen von den Of-Lagen abheben. Dieses Verhältnis kehrt sich bei den Böden am Lackenberg um. Möglicherweise beruht dieser Unterschied auf einem jahreszeitlichen Effekt, weshalb darauf nicht weiter eingegangen wird. Sämtliche Meßwerte sind im Anhang zusammengestellt.
Standörtliche Variationen sind im Mineralbodenbereich weniger deutlich vorhanden. Die KAK_e bleibt zumeist unterhalb von 10 mmol IÄ/ 100g und kann in einzelnen Horizonten der Basisfolge bis auf 2 mmol IÄ/ 100g absinken. Nur besonders humose Mineralbodenhorizonte im obersten Solum erreichen bis zu 18 mmol IÄ/ 100g.

Ein Vergleich der Basensättigungsgrade in den verschiedenen Untersuchungsgebieten ergibt für die Humuslagen keine gebietsspezifischen Besonderheiten. Die BS variiert in den meisten Fällen zwischen 20 und 50%; nur in Einzelfällen werden 20% unterschritten.

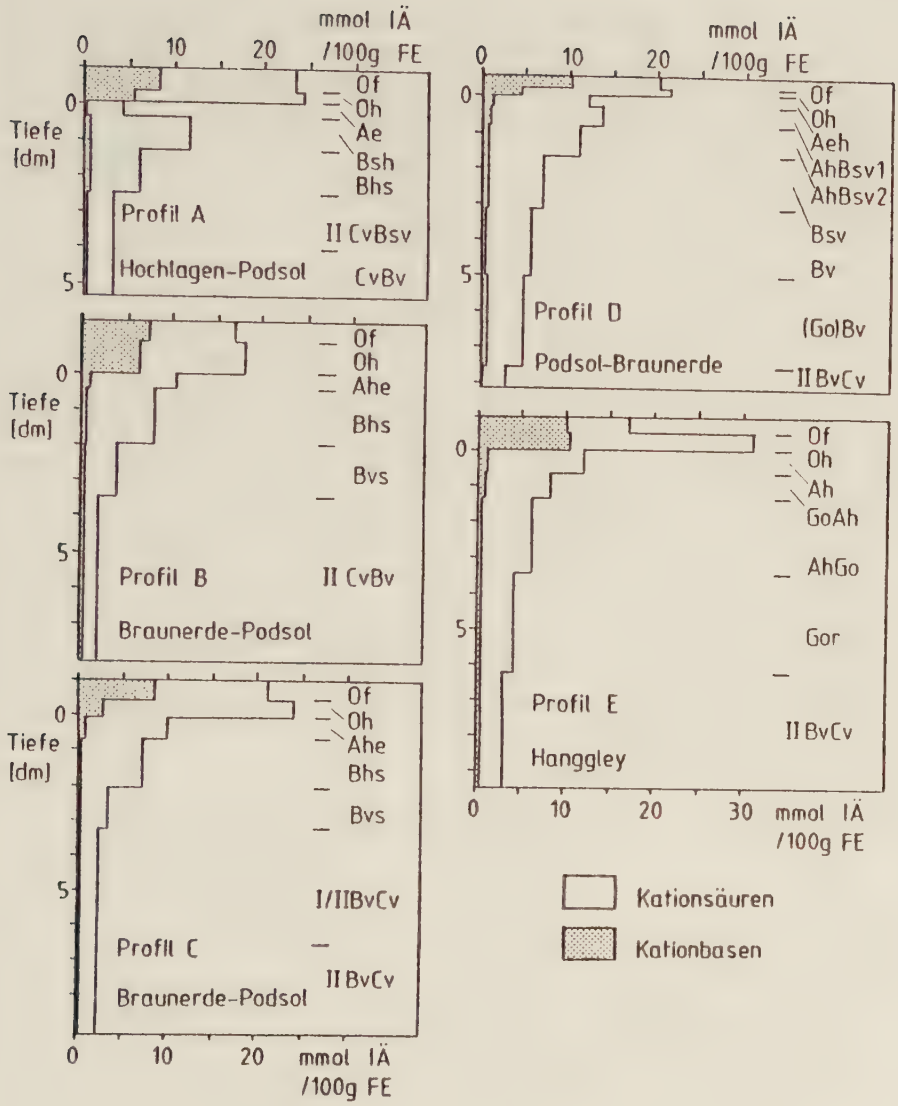


Abb. 12: KAKₑ, Kationbasen- und Kationsäurengehalte für die Hochlagen-Pedons am Steinschachten (Gneis).

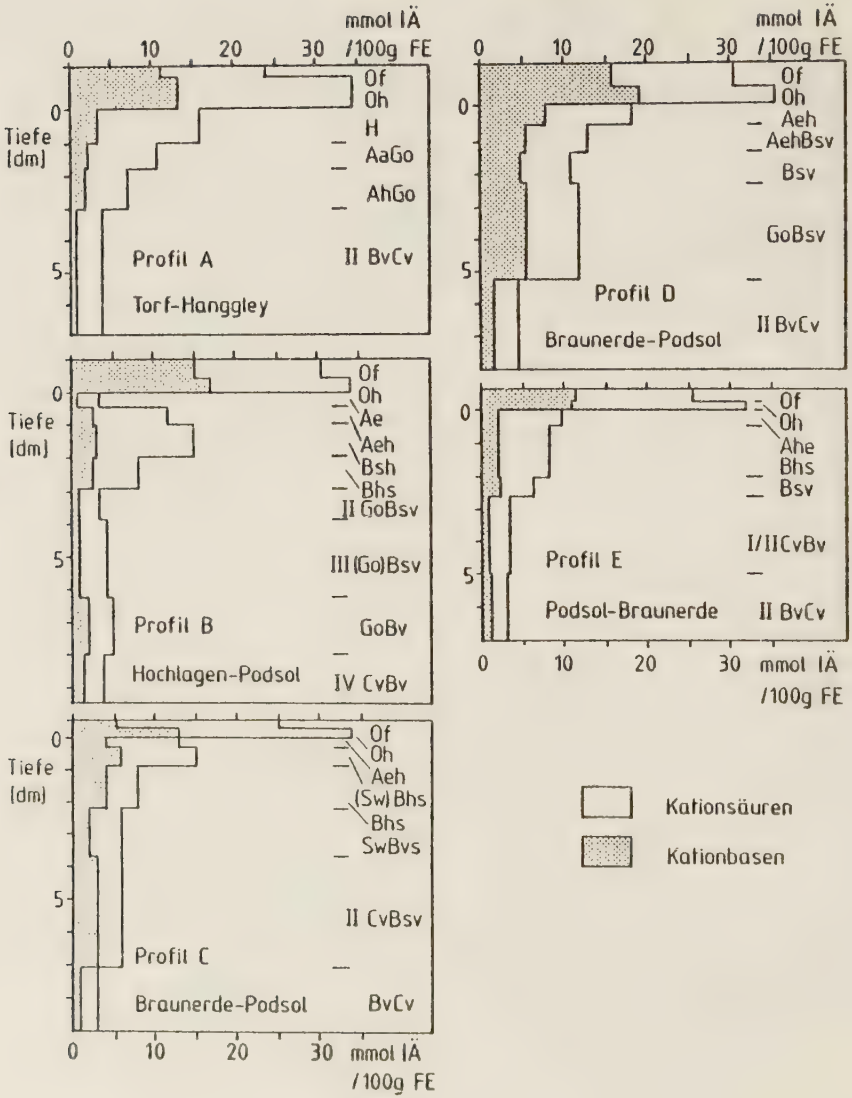


Abb. 13: KAK_e, Kationbasen- und Kationsäurengehalte für die Hochlagen-Pedons am Lusen (Granit bzw. Gabbro).

Bei den Mineralböden zeichnet sich dagegen das Lusengebiet stets durch eine erhöhte Basensättigung aus, die bis zu 50% betragen kann. Sie beruht v.a. auf einer auffallend hohen Na-Sättigung der Austauscher und muß durch die speziellen Verwitterungsbedingungen dieser Standorte erklärt werden. Wie Tabelle 5 zu entnehmen ist, geht sie mit erhöhten Na_t-Werten einher. In den Böden am Lackenberg und Steinschachten wird dagegen in Mineralbodenhorizonten nur selten eine Basensättigung von 15% oder mehr erreicht. Sowohl in ihrer KAK_e wie auch in ihrer BS ähneln sie eher Granitstandorten im Südschwarzwald (DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, 1979).

Der Vergleich mit methodisch nahezu identischen Bodenuntersuchungen im Buntsandstein-Schwarzwald (ALDINGER, 1987) verdeutlicht, daß KAK_e und Basensättigung des Mineralbodens in den Hochlagen des Bayerischen Waldes und auf den Buntsandstein-Standorten des Nordschwarzwaldes ein sehr ähnliches Niveau erreichen. Diese Buntsandstein-Böden sind seit langem als ausgesprochen arme Substrate bekannt (ALDINGER, 1987). Dem entspricht ein besonders geringer Basensättigungsgrad ihres Auflagehumus', der ernährungsökologisch noch ungünstiger zu beurteilen ist als jener der Hochlagenpedons.

2.3.2.2. Gehalte an austauschbaren Basen

In Übereinstimmung mit der deutlich höheren KAK_e und Basensättigung, sind die Gehalte an austauschbarem Calcium in den Humusauflagen 5 bis 30 mal so hoch wie in den Mineralbodenhorizonten. Auffallend geringe Ca-Gehalte sind in der O-Lage des Gabbro-Pedons am Lusen vorhanden (Abb. 14).
Auch die Werte des sorptiv gebundenen K und Mg nehmen in den Auflagehorizonten meist deutlich zu. Ungewöhnlich sind die hohen Gehalte an austauschbarem Na im Lusengebiet (Abb. 14), wo in den tieferen Mineralbodenhorizonten die Basensättigung bis zu 80% auf austauschbarem Na beruhen kann. Als Erklärung für diese ungewöhnlich hohen Na-Anteile bietet sich eine rasche Na-Freisetzung aus dem gesteinsbildenden Albit an, denn auch die Na-Gesamtgehalte und -Vorräte der Granit-

böden sind gegenüber den anderen Standorten deutlich erhöht (s. Tab. 5 und Analysendaten im Anhang).
Größenordnungsmäßig stimmen die in den Hochlagenböden vorhandenen Gehalte an austauschbarem Mg^{2+}, Ca^{2+} und K^{+} mit den entsprechenden Werten für den Buntsandstein-Schwarzwald (ALDINGER, 1987) überein.

Nicht annähernd so hohe Gehalte an austauschbarem Na wie am Lusen findet man in den Granitböden des Bärhaldebereichs (Südschwarzwald), wo für die Humusauflage nur selten Werte >1,0 mmol IÄ/100g und für Mineralbodenhorizonte meist weniger als 0,2 mmol IÄ/100g ermittelt wurden (DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, 1979). Gegenüber den Hochlagenböden des Bayerischen Waldes deuten sich im Südschwarzwald dagegen in allen Tiefenstufen tendenziell niedrigere Gehalte an austauschbarem Ca und K an. Diese Abweichungen lassen sich möglicherweise durch die abweichende Analysenmethodik erklären, denn die Sorptionsverhältnisse der Bärhalde-Böden wurde mittels Perkolationsverfahren und Ba^{2+}-Eintausch bestimmt.
Schwieriger sind deren deutlich höhere Gehalte an austauschbarem Mg zu interpretieren, denn in den O-Lagen des Bärhaldegebiets findet man regelmäßig >0,9 mmol IÄ/100g FE (DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, 1979), während in den Kammregionen des Bayerischen Waldes ein Wert von 1,0 mmol IÄ/100g selten erreicht wird. Dies ist bemerkenswert, weil die Granite und Gneise des Bayerischen Waldes im Vergleich zum Bärhaldegranit erheblich höhere Mg-Gehalte aufweisen (Tab. 7)

	Ca_t	Mg_t	K_t	Na_t
	(jeweils mg/g)			
Bärhaldegranit (JOHANNING, 1966)	2,2	1,3	41,6	26,4
Finsterauer Kristallgranit (BAUBERGER, 1977)	12,9	6,0	52,6	27,1
Cordierit-Sillimanit-Gneis (WINTER, 1963)	6,0	21,9	36,2	11,2

Tab. 7: Geochemische Zusammensetzung für Ausgangsgestein des Bayerischen Waldes und des Südschwarzwalds (Bärhalde).

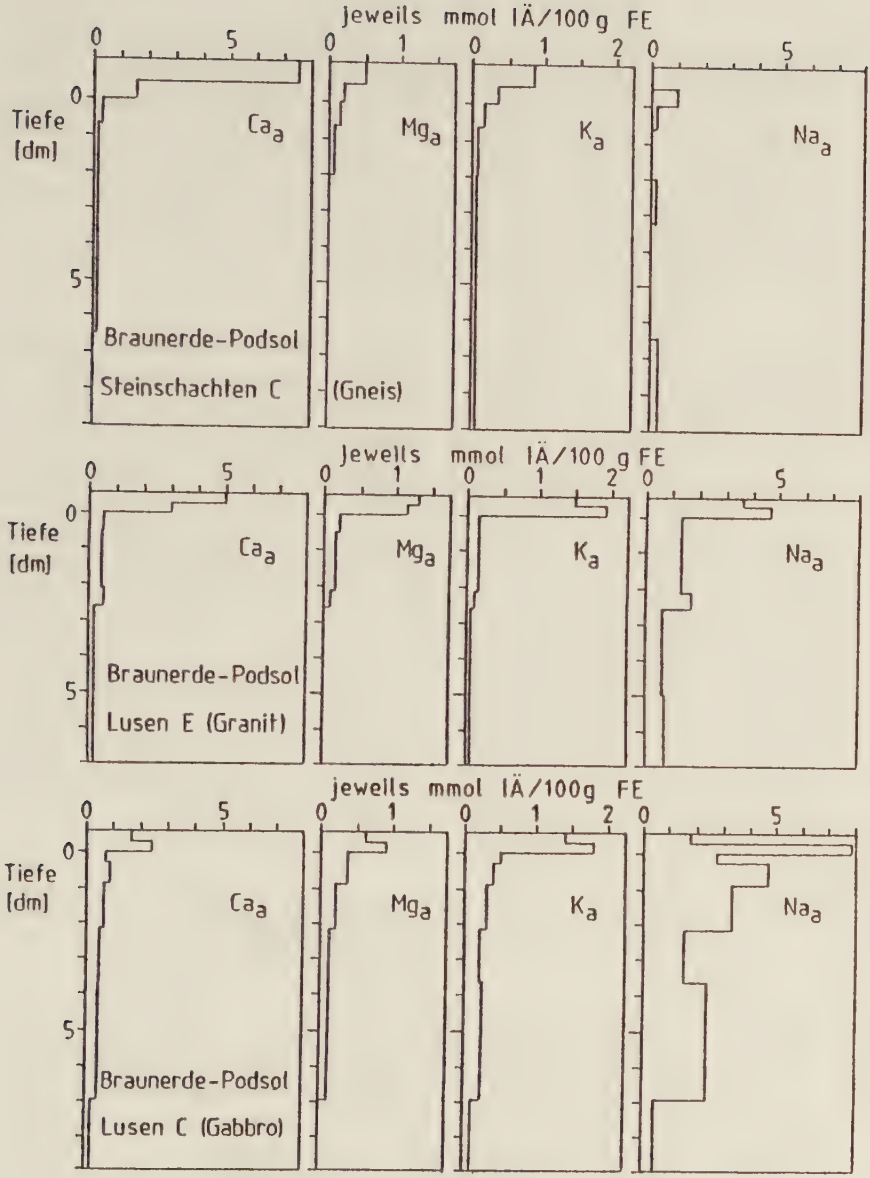


Abb. 14: Tiefenfunktion des austauschbaren Ca, Mg, K und Na für ausgewählte Hochlagen-Pedons des Inneren Bayerischen Waldes.

Fraglich ist, ob diese Diskrepanz allein durch eine raschere Verwitterung und Mg-Freisetzung des Bärhaldegranits erklärt werden kann. Möglicherweise spielt auch die regional unterschiedliche atmogene Stoffdeposition eine Rolle (vgl. HÜSER u. REHFUESS, 1988; STAHR u.a., 1980), denn die erhöhten S-Einträge in den Hochlagen des Bayerischen Waldes lassen eine beschleunigte Kationenauswaschung in Form von Sulfaten erwarten, sobald das S-Retentionsvermögen der Böden erschöpft ist.

Gegenüber den Gesamtelementgehalten ist die Basenzusammensetzung an den Sorptionsplätzen der Hochlagenböden auf Kosten von Natrium, Kalium und Magnesium und zugunsten von Calcium verschoben. Diese Veränderungen lassen sich gut am Beispiel des Ca/Mg-Quotienten verdeutlichen. Dieser beträgt im Oberboden für die Gesamtgehalte ca. 0,5, für die austauschbaren Fraktionen hingegen 3,0. In der Humusauflage werden sogar Relationen von 5,0 erreicht. Noch deutlicher ist diese Verschiebung für die Elemente Kalium und Natrium. Offensichtlich wird die Austauscherbelegung vorwiegend durch die Sorptionseigenschaften der verschiedenen Kationen bestimmt und weniger durch ihre Gesamtgehalte. Wie das abweichende Verhalten der zweiwertigen Kationen Ca^{2+} und Mg^{2+} erkennen läßt, müssen neben Wertigkeitseffekten auch noch andere Mechanismen wirksam sein, wie z.B. eine ionenspezifische Bindung des Ca an organische Stoffe.

2.3.2.3. Vorräte an austauschbaren Basen

Analog zu den Gesamtelementen kann man unter Einbeziehung der organischen Auflage den Vorrat an mittelfristig verfügbaren austauschbaren Basen berechnen. Zu diesem Zweck wurde für den O-Horizonte einheitlich eine mittlere Lagerungsdichte von 0,3 g/cm³ veranschlagt. Von ZANDER u.a. (1988) wird für die organische Auflage von Hochlagenböden eine mittlere Dichte zwischen 0,22 und 0,35 angegeben.

Tab. 8 (S. 75f): Austauschbare Basenvorräte verschiedener Hochlagenstandorte des Inneren Bayerischen Waldes.

		K	Na	Mg	Ca
		(jeweils g/m²)			
Lackenberg (Gneis)					
Hochlagen-Podsol (A)	Auflage	1,8	0,8	0,6	5,9
	Oberboden	9,7	9,5	2,7	4,5
	Σ	11,5	10,3	3,3	10,4
Braunerde-Podsol (B)	Auflage	7,1	2,5	3,5	46,2
	Oberboden	5,5	2,6	1,2	11,2
	Σ	12,6	5,1	4,7	57,4
Podsol-Hanggley (C)	Auflage	8,4	0,7	1,9	11,6
	Oberboden	8,9	1,8	4,7	16,4
	Σ	17,3	2,5	6,6	28,0
Pseudogley-Podsol (D)	Auflage	13,2	5,7	3,6	33,1
	Oberboden	6,2	2,1	1,0	2,2
	Σ	19,4	7,8	4,7	35,4
Braunerde-Podsol (E)	Auflage	9,6	0,7	3,4	14,1
	Oberboden	4,6	9,3	1,5	5,9
	Σ	14,2	10,0	4,9	20,0
Hochlagen-Podsol (F)	Auflage	3,9	0,5	1,2	1,8
	Oberboden	6,0	2,6	0,8	0,3
	Σ	9,9	3,1	2,0	2,1
Steinschachten (Gneis)					
Hochlagen-Podsol (A)	Auflage	11,1	3,0	3,5	31,3
	Oberboden	5,5	9,2	1,9	7,2
	Σ	16,6	12,2	5,4	38,5
Braunerde-Podsol (B)	Auflage	10,0	3,0	3,5	47,9
	Oberboden	9,1	12,1	2,3	7,4
	Σ	19,1	15,1	5,8	55,3
Braunerde-Podsol (C)	Auflage	6,4	3,5	1,3	26 9
	Oberboden	7,1	5,7	1,8	6,1
	Σ	13,5	9,2	3,1	33,0

Forts. Tab. 8

		K	Na	Mg	Ca
		(jeweils g/m²)			
Podsol-Braunerde (D)	Auflage	7,5	1,0	2,1	20,9
	Oberboden	16,0	27,3	6,0	16,3
	Σ	23,5	28,3	8,1	37,2
Hochlagen-Hanggley (E)	Auflage	10,4	4,2	4,0	46,6
	Oberboden	13,1	14,9	3,5	8,7
	Σ	23,5	19,1	7,5	55,3
Lusen (Gabbro)					
Braunerde-Podsol (C)	Auflage	11,3	20,3	1,6	7,5
	Oberboden	36,3	194,9	7,0	27,6
	Σ	47,6	215,2	8,6	35,1
Lusen (Granit)					
Torf-Hanggley (A)	Auflage	19,9	24,1	4,7	63,2
	Oberboden	27,0	47,4	5,4	23,6
	Σ	46,9	71,5	10,1	86,8
Hochlagen-Podsol (B)	Auflage	11,8	23,1	3,3	65,7
	Oberboden	12,3	47,0	2,4	17,1
	Σ	24,1	70,0	5,7	82,8
Podsol-Braunerde (D)	Auflage	21,0	66,2	5,8	46,9
	Oberboden	53,5	354,0	8,2	36,1
	Σ	74,5	420,0	14,0	83,0
Braunerde-Podsol (E)	Auflage	11,8	17,2	2,7	14,3
	Oberboden	29,3	88,2	4,3	24,2
	Σ	41,1	105,4	7,0	38,5

Bemerkenswert ist, daß die austauschbaren Ca- und Mg-Vorräte des Gabbrostandorts sich nicht von denen der Granit- und Gneisböden unterscheiden (Tab. 8).
Die Berechnungen zeigen, daß ein Großteil des Calciums und Magnesiums in der Auflage gespeichert ist. Er kann mengenmäßig die austauschbaren Vorräte des durchwurzelten Mineralbodens übertreffen; dies gilt besonders für Calcium. Es fällt ferner auf, daß am Lusen das Pedon aus Gabbro im Vergleich zu den benachbarten Granitböden über geringere Ca- und Mg-Vorräte in der Humusauflage verfügt. Dieser Befund erklärt sich aus dem Zusammenwirken von geringer Auflagenmächtigkeit und niedrigen Elementgehalten in diesen O-Horizonten. Ähnliches gilt für die beiden aus Gneisschutt entstandenen Hochlagen-Podsole am Lackenberg, die ebenfalls nur eine geringmächtige Auflage aufweisen. Selbst bei Einbeziehung des durchwurzelten Mineralboden schneiden diese Böden infolge ihrer Flachgründigkeit bei den austauschbaren Basenvorräten am schlechtesten ab (Tab. 8).

Verglichen mit den Buntsandstein-Böden des Nordschwarzwaldes (ALDINGER, 1987), ist die Ausstattung der Hochlagenböden mit mittelfristig pflanzenverfügbarem Calcium, Magnesium, und Kalium etwas günstiger zu beurteilen. Dies gilt insbesondere für die organische Auflage.

2.4. Eisen, Aluminium und Mangan

2.4.1. Silikatische Fraktionen

Bei Magmatiten und Metamorphiten entsprechen die silikatischen Fe-, Al- und Mn-Fraktionen i.d.R. den Elementanteilen, die noch in der ursprünglichen Bindungsform des Ausgangsgesteins vorliegen. Sie sind von den sekundär gebildeten, pedogenen Oxidformen zu unterscheiden, welche im Laufe der Bodenentwicklung aus den Verwitterungsprodukten entstanden sind. Das silikatisch gebundene Fe, Al und Mn entspricht somit der Differenz aus Gesamtelementgehalt und pedogenem Oxidgehalt.

Der vertikale Verlauf der pyrogenen Fe-, Al- und Mn-Gehalte in den Hochlagenböden läßt stets einen kontinuierlichen Anstieg mit der Tiefe erkennen, der sich auch noch innerhalb der Basisfolge in abgeschwächter Form fortsetzt. Dieses Verteilungsmuster stützt die Vorstellungen von einem weitgehend homogenen Ausgangssubstrat, das erst im Zuge der holozänen Bodenentwicklung eine vertikale Differenzierung erfuhr (Abb. 15). Sonderfälle stellen Grobschuttlagen dar, die vereinzelt unterhalb der verfestigten Basisfolge angetroffen wurden (z.B. Hochlagen-Podsol am Lusen). Die bessere Durchlässigkeit dieser Schuttkörper begünstigt einen raschen lateralen Wasserzug, der mit zunehmender Verwitterungsintensität und Elementabfuhr verbunden ist. Daher nimmt der silikatisch gebundene Elementanteil in diesen Horizonten erneut ab.

Mit Hilfe des Bilanzierungsansatzes lassen sich für die Profile an Lusen und Lackenberg in der Feinerde Freisetzungen an silikatischem Fe nachweisen, die prozentual mit entsprechenden Mg-Verlustraten korrespondieren (vgl. Tab. 6 u. 9). Dieses übereinstimmende Verhalten legt den Schluß nahe, daß beide Elemente an das gleiche gesteinsbildende Mineral gebunden sind und durch das Verwitterungsgeschehen in einem

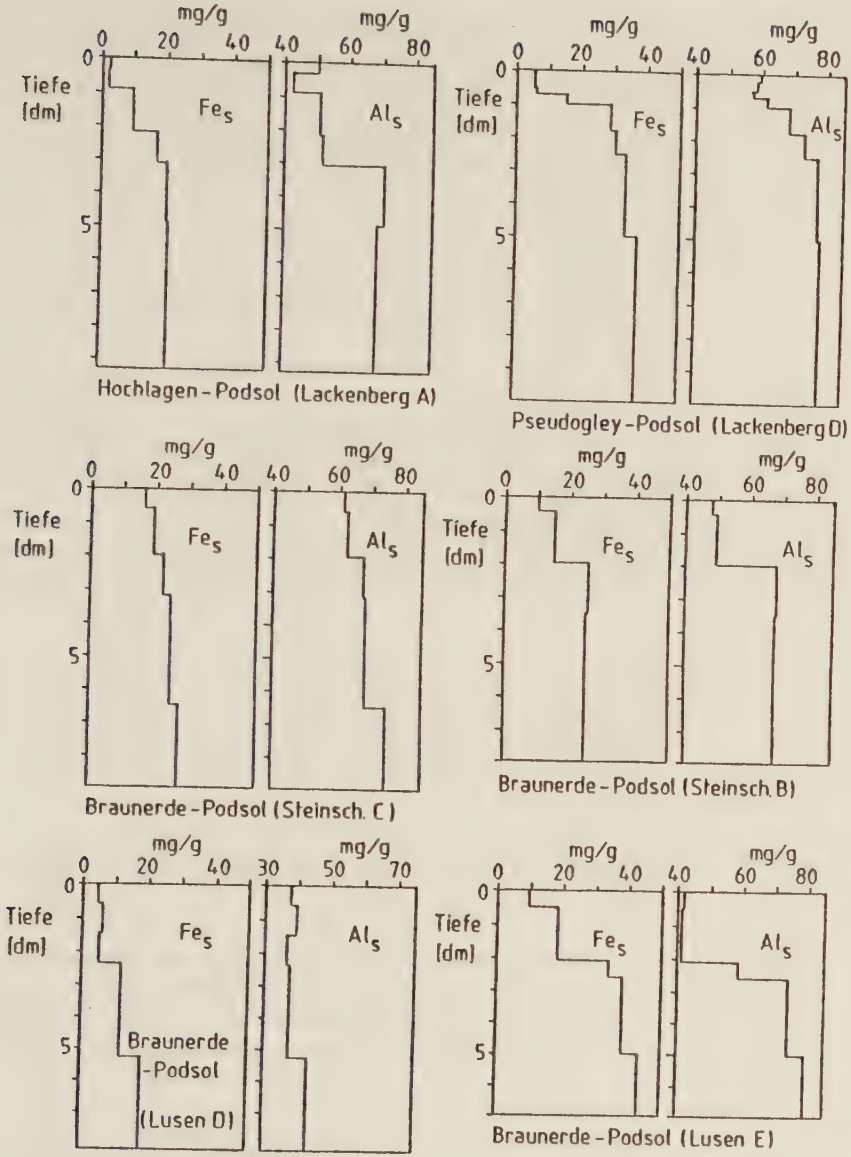


Abb. 15: Gehalte und Tiefenfunktion für silikatisch gebundenes Al und Fe ausgewählter Hochlagenpedons des Inneren Bayerischen Waldes (die Werte beziehen sich auf humusfreie Feinerde).

		Fe_s	Al_s
		Kg/m²*durchw. Solum	
Lackenberg (Gneis)			
Hochlagen-Podsol	(A)	1,8 (34%)	3,1 (17%)
Braunerde-Podsol	(B)	1,2 (16%)	?
Podsol-Hanggley	(C)	5,2 (53%)	?
Pseudogley-Podsol	(D)	3,6 (31%)	3,3 (13%)
Braunerde-Podsol	(E)	4,5 (46%)	1,3 (11%)
Hochlagen-Podsol	(F)	3,2 (48%)	1,4 (11%)
Steinschachten (Gneis)			
Hochlagen-Podsol	(A)	1,2 (27%)	2,8 (30%)
Braunerde-Podsol	(B)	1,0 (23%)	1,5 (12%)
Braunerde-Podsol	(C)	1,5 (23%)	2,0 (12%)
Podsol-Braunerde	(D)	1,4 (10%)	1,9 (6%)
Hochlagen-Hanggley	(E)	3,1 (41%)	4,3 (25%)
Lusen (Granit)			
Torf-Hanggley	(A)	1,0 (51%)	0,7 (8%)
Hochlagen-Podsol	(B)	3,0 (61%)	1,5 (12%)
Podsol-Braunerde	(D)	2,5 (51%)	1,3 (11%)
Braunerde-Podsol	(E)	5,5 (39%)	7,2 (29%)
Lusen (Gabbro)			
Braunerde-Podsol	(C)	1,2 (8%)	0,4 (2%)

Tab. 9: Freisetzung von silikatisch gebundenem Fe und Al in den untersuchten Hochlagen-Pedons. Keine Angaben sind möglich, wenn auch der Bezugshorizont des Unterbodens verstärkt von Verlagerungsvorgängen betroffen ist (=?).

ähnlichen Maß freigesetzt bzw. abgeführt werden. Als ein solches gemeinsames "Ursprungsmineral" kommt beim Älteren Finsterauer Kristallgranit in erster Linie der verwitterungsanfällige Biotit in Frage.

Die mittlere Abnahme des silikatischen Aluminiums im Oberboden der 3 Arbeitsgebiete liegt relativ einheitlich bei 15

-30% und läßt keine gebietsspezifischen Besonderheiten erkennen.
Für Mn wurde keine Profilbilanzierung durchgeführt, weil bei diesem besonders mobilen Element auch im Unterboden eine erhöhte Verlagerung zu erwarten ist; ein weitgehend unveränderter Bezugshorizont fehlt daher.

2.4.2. Pedogene Oxide und Hydroxide

Aluminium, Eisen und Mangan werden im Laufe der Bodenentwicklung durch Verwitterungsvorgänge aus ihren ursprünglich silikatischen Bindungsformen freigesetzt. Es bilden sich Oxide bzw. Hydroxide, deren Mobilisierungsverhalten vorwiegend vom pH-Milieu, von Humusgehalt- und -form sowie von ihren Bindungsarten vorgegeben ist. Die Summe dieser pedogenen Oxide (incl. Hydroxide) kann mittels einer Dithionitextraktion erfaßt werden.

Die pedogenen Fe-Oxide erreichen am Lackenberg und am Steinschachten im Oberboden rund 2/3 des silikatischen Eisens, d.h. nahezu die Hälfte des gesamten Eisens ist in diesem Bodenbereich aus seiner silikatischen Bindung freigesetzt und in pedogene Formen überführt worden. Ähnliche Verhältnisse findet man auch beim Gabbro-Standort am Lusen. In den Granitböden können die pedogenen Oxidformen sogar vorherrschen (vgl. Abb. 15 u. Abb. 16, 17, 18, 19).
Eine ähnliche Verteilung ergibt sich auch für die Al-Oxide, die außerdem standorttypische Gehaltsbereiche erkennen lassen. So sind die mittleren Al-Gehalte in der Haupt- und Basisfolge am Lusen rund doppelt so hoch wie am Lackenberg, während das Steinschachtengebiet eine Zwischenstellung einnimmt. Gemessen am Gesamtaluminium, fallen die pedogenen Al-Gehalte gering aus, denn sie erreichen nur 10-20% des silikatisch gebundenen Aluminiums. Ähnlich wie beim Eisen nimmt dieser Anteil im Unterboden zugunsten der geogenen Komponente ab.
Die umgekehrte Standortabfolge zeichnet sich für das pedogene Mn ab, dessen Gehalte allerdings im durchwurzelten Mineralboden häufig <0,1 mg/g FE bleiben.

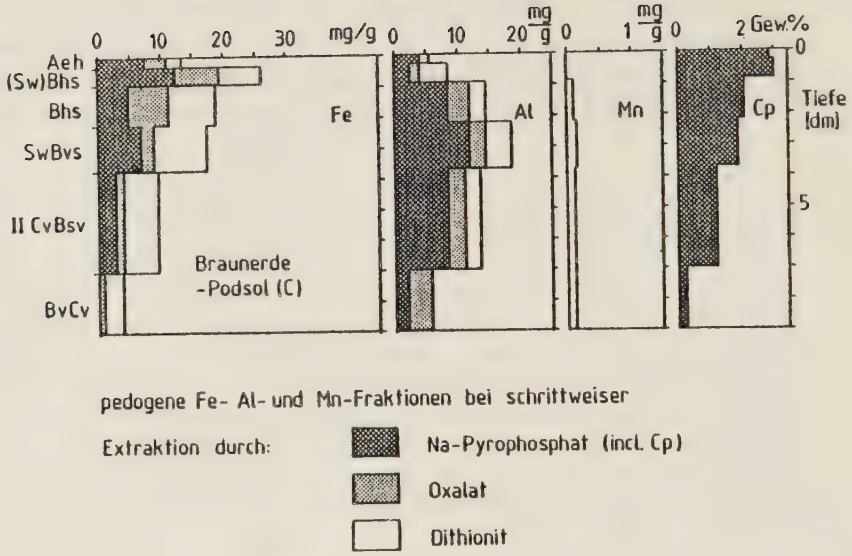


Abb. 16: Pedogenes Al, Fe und Mn sowie Na-pyrophosphatlöslicher Kohlenstoff für das Gabbro-Pedon am Lusen.

Das Mobilisierungspotential dieser sekundär entstandenen Oxid- und Hydroxidformen läßt sich anhand von Aktivitätskoeffizienten (BLUME u. SCHWERTMANN, 1969) beurteilen. Zu diesem Zweck werden die leicht verlagerbaren "freien" Oxide (Fe_o, Al_o und Mn_o) mittels Oxalatextraktion gesondert erfaßt und in Beziehung zum dithionitlöslichen Oxidanteil (Fe_d, Al_d, Mn_d) gesetzt. Diese Quotienten sind im Anhang aufgeführt.
In den untersuchten Böden variieren die entsprechenden Koeffizienten für Eisen innerhalb der Hauptfolgehorizonte zwischen 0,4 und 0,8. Dieser Quotient ist meist in den obersten Mineralbodenhorizonten (Aeh, Ahe, Ae) am höchsten, während er mit zunehmender Profiltiefe abnimmt. D.h. bis zu 80% des pedogenen Eisens liegen in der mobilen, amorphen Form vor. Derartige Größenordnungen sind für die Anreicherungshorizonte von Podsolen typisch (BLUME u. SCHWERTMANN, 1969).

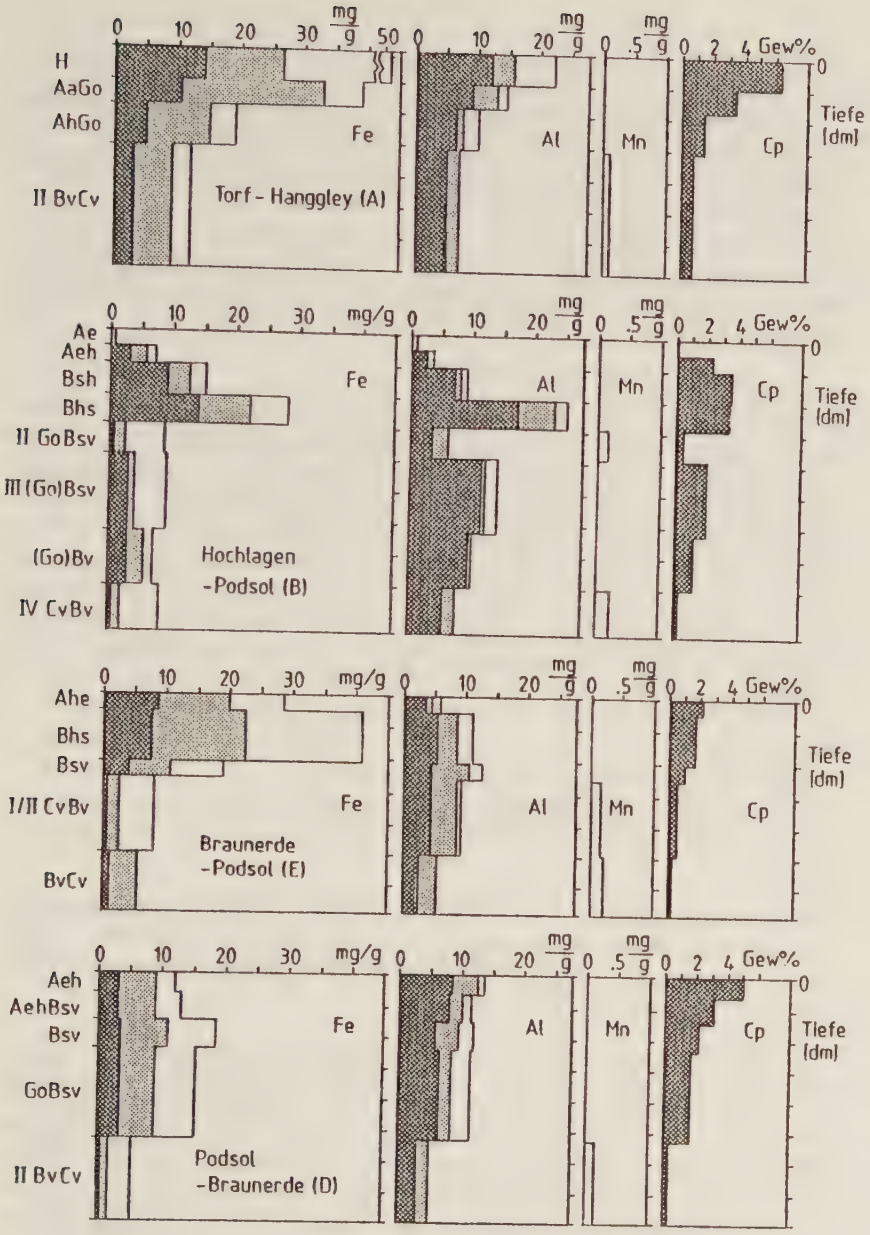


Abb. 17: Pedogenes Al, Fe und Mn sowie Na-pyrophosphatlöslicher Kohlenstoff für die Hochlagen-Pedons am Lusen (Granit); Legende s. Abb. 16.

In den Hochlagenböden dürften die allgemein hohen Humusgehalte der Böden hierfür eine Rolle spielen, weil sie nach SCHWERTMANN u.a. (1968) eine Umwandlung in stabilere Strukturen (sog. Oxidalterung) hemmen können.
In der Basisfolge geht der Fe_o/Fe_d-Quotient v.a. infolge der sinkenden Humusgehalte auf ca. 0,2 zurück; dies ist ein Hinweis darauf, daß in dieser Bodenzone Verlagerungsvorgängen nur eine untergeordnete Bedeutung zukommt.

Aktivitätskoeffizienten zwischen ca. 0,7 und 0,9 in den Anreicherungs- und Verarmungshorizonten der Hauptfolge verdeutlichen, daß nahezu das gesamte neugebildete Al-Oxid und -Hydroxid der mobilen Fraktion zuzurechnen ist. In Unterbodenhorizonten steigen die Werte zuweilen sogar auf >1,0. Offenbar wird in diesem Bodenabschnitt ein mengenmäßig bedeutsamer Al-Anteil zwar von der Oxalat-, nicht aber von der Dithionitextraktion erfaßt. Um welche Al-Formen es sich hierbei im einzelnen handelt, bleibt unklar. Ähnlich hohe Al_o/Al_d-Quotienten wurden bereits von McKEAGUE u.a. (1971) beobachtet.

2.4.3. Austauschbares Al, Fe und Mn

Das austauschbare Al^{3+},Fe^{2+} und Mn^{2+} bildet gemeinsam mit den adsorbierten Protonen den Kationsäureanteil der KAK_e. Bei Hydrolysevorgängen setzen diese Kationen H^+-Ionen frei und wirken dadurch pH-senkend.

In Humusauflage und Mineralboden der untersuchten Pedons sind die Sorptionsplätze in sehr unterschiedlichem Maß durch Aluminium, Eisen und Mangan besetzt. Die austauschbaren Manganantеile sind im Mineralboden so gering, daß sie unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mmol IÄ/100g liegen. Dagegen wurden auf den ansonsten ungünstiger ausgestatteten Buntsandstein-Standorten im Nordschwarzwald (ALDINGER, 1987) sowohl in der organischen Auflage wie auch in den Mineralbodenhorizonten höhere austauschbare Mn-Gehalte ermittelt. Diese geringe Mn-Absättigung der Sorbenten ist nach HILDEBRAND (1986) auf starke Versauerungsvorgänge zurückführbar.

Durch sie werden die Mn-Oxide im Wurzelbereich mobilisiert, und austauschbares Mn wird durch Fe und Al aus der Bodenlösung verdrängt. Auf ähnlich niedrigem Niveau liegen im durchwurzelten Mineralboden auch die Gehalte an austauschbarem Fe. Sie steigen im Humuskörper allerdings deutlich an.

Der Anteil des austauschbaren Al an der KAK_e beträgt in der organischen Auflage der Gneis- und Granitstandorte ca. 20%. Er liegt erheblich höher auf basenreicherem Gestein am Lusen, wo eine Al-Sättigung von rund 50% erreicht wird (vergl. Abb. 12, 13 und Analysenwerte im Anhang).
Auf Gneisschutt variiert die sorptiv gebundene Al-Fraktion im mineralischen Oberboden meist zwischen 80 und 90 IÄ%, d.h. nahezu alle Austauschplätze sind mit Al^{3+}-Ionen besetzt. Der allgemein höheren Basensättigung der Granitpedons entspricht es, daß die Al-Sättigung im mineralischen Oberboden (d.h. Hauptfolge) dieser Substrate nur 50-70 IÄ% erreicht.
Diese vorherrschende Al-Belegung der Austauscher läßt im Rhizospärenbereich antagonistische Effekte bei der Nährelementaufnahme erwarten. Gemeinsam mit den sehr geringen absoluten KAK_e-Werten könnte dies eine Erklärung dafür sein, warum die Fichte in den Hochlagen ihren Hauptwurzelbereich auf die Oh-Lage und die obersten 1-2 dm des Mineralbodens beschränkt, obwohl eine tieferreichende intensive Durchwurzelung bodenphysikalisch häufig möglich wäre.

2.4.4. Verlagerung von Al, Fe und Mn

Für eine Beurteilung des Stoffhaushalts und zur genetischen Einordnung der Böden ist v.a. die vertikale Verteilung der pedogenen Fe-Anteile geeignet (BLUME u. SCHWERTMANN, 1969; BALL u. BEAUMONT, 1972; v. ZEZSCHWITZ u.a., 1973).
Auf gut durchlässigen Substraten finden unter kühl-humiden Klimabedingungen spezifische vertikale Stoffverlagerungen (=Podsolierung) statt, sobald vermehrt niedermolekulare organische Komplexbildner und Reduktoren aus der Humusauflage mit dem Sickerwasser in den Mineralboden gelangen. Sie vermögen dort Eisen, Aluminium und Mangan zu mobilisieren

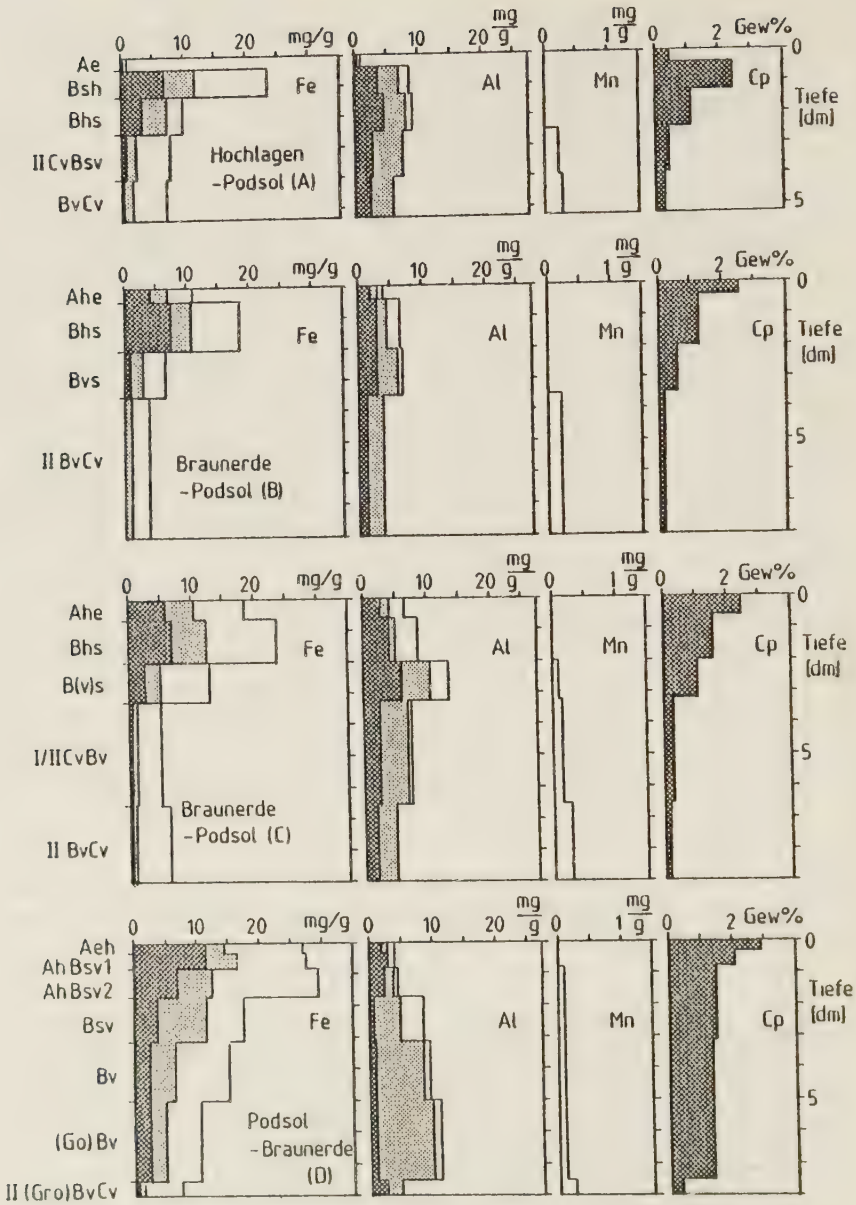


Abb. 18: Pedogenes Al, Fe und Mn sowie Na-pyrophosphatlöslicher Kohlenstoff für die Hochlagen-Pedons am Steinschachten (Gneis); Legende s. Abb. 16.

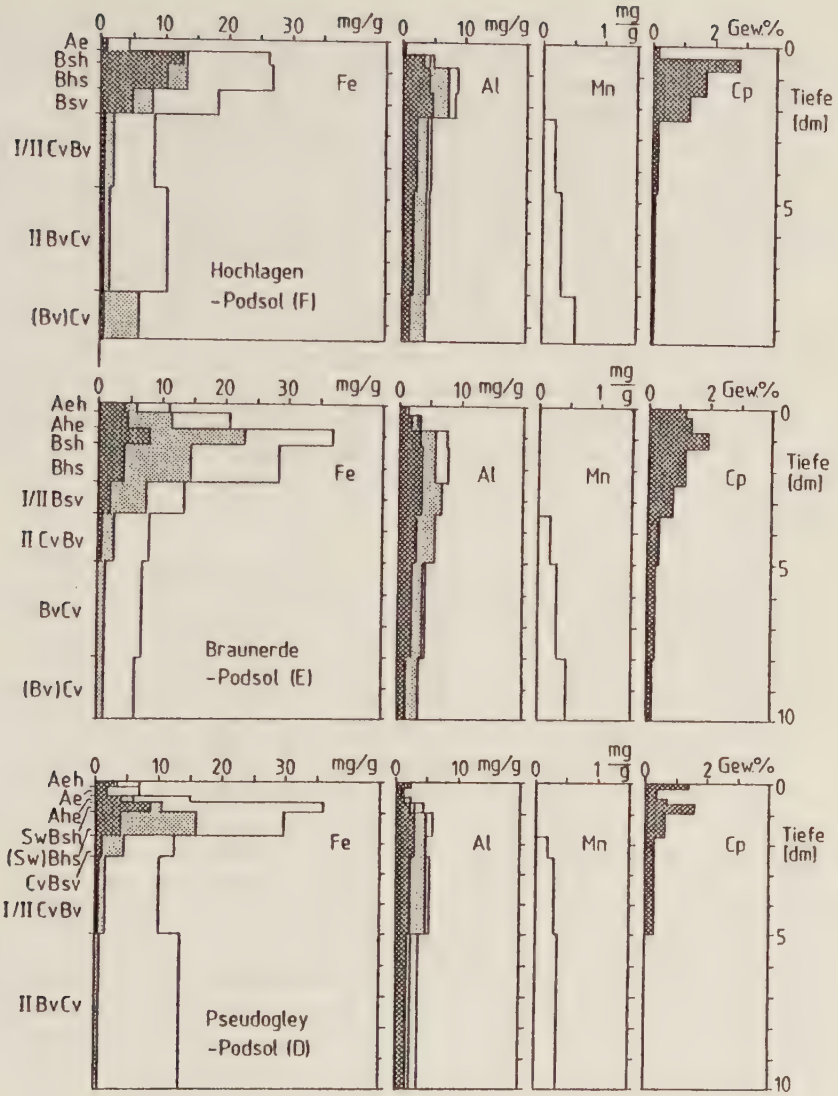


Abb. 19: Pedogenes Al, Fe und Mn sowie Na-pyrophosphatlöslicher Kohlenstoff für drei Hochlagen-Pedons am Lackenberg (Gneis); Legende s. Abb. 16.

und abzuführen (DAWSON u.a., 1978; DE CONINCK, 1980; REHFUESS, 1981b; NAND RAM u. RAMAN, 1983; BARRIUSO u.a., 1984; MILLER u.a., 1986).
Für diesen Transport sind möglicherweise auch niedermolekulare Alumosilikate (sog. Protoimogulite) verantwortlich (FARMER u. FRAZER, 1982; ANDERSON u.a., 1982; FARMER, 1984), deren Bedeutung für das Verlagerungsgeschehen noch umstritten ist (CHILDS u.a., 1983; BUURMANN u. VAN REEUWIJK, 1984). In Abhängigkeit von Redox- und pH-Gradienten werden die entstandenen Verbindungen in einer tieferen Bodenzone ausgefällt und angereichert. Dieser Flockungsvorgang wird bei organo-mineralischen Komplexen oft durch das Erreichen eines kritischen C/Al- bzw. C/Fe-Wertes eingeleitet (BUURMANN, 1985). Wie WIECHMANN (1978) zeigt, kann die Akkumulation im B-Horizont zum Teil auch mechanisch als Folge von Polymerisierungsprozessen erfolgen.

Bei fast allen untersuchten Pedons hat der hohe Anteil an leicht mobilisierbaren Sesquioxiden zu profilinternen Stoffumlagerungen geführt, die das Verteilungsbild der Oxide prägen. Hervorzuheben sind die beträchtlichen Anteile an hochmobilen Fe- und Al-Fraktionen, welche durch eine selektive Oxalat-Extraktion erfaßt werden. (Abb. 16, 17, 18, 19). Am deutlichsten sind die Eluvial- und Illuvialhorizonte bei den Hochlagen-Podsolen der Verebnungsflächen ausgebildet, während in den Hangabschnitten die Verarmungshorizonte morphologisch und meist auch analytisch zurücktreten.
Das im Vergleich zum Eisen meist etwas tiefer liegende Anreicherungsmaximum des Aluminiums signalisiert eine erhöhte Verlagerbarkeit dieses Elements. Die noch mobileren Mn-Oxide sind aus dem saueren Oberbodenbereich weitgehend verschwunden, so daß erst zur Basisfolge hin meßbare Mn-Werte feststellbar sind. Ein Anreicherungsbauch, wie er für Illuvialhorizonte typisch ist, fehlt jedoch für dieses Element.

Es ergibt sich damit folgende Mobilisierungsreihe:

Mn > Al > Fe

		Fe_t	Al_t
Lackenberg (Gneis)			
Hochlagen-Podsol	(A)	-11%	- 9%
Braunerde-Podsol	(B)	?	?
Podsol-Hanggley	(C)	-47%	?
Pseudogley-Podsol	(D)	-17%	-11%
Braunerde-Podsol	(E)	+ 3%	- 4%
Hochlagen-Podsol	(F)	-14%	-25%
Steinschachten (Gneis)			
Hochlagen-Podsol	(A)	- 5%	-20%
Braunerde-Podsol	(B)	+14%	- 8%
Braunerde-Podsol	(C)	+ 9%	- 8%
Podsol-Braunerde	(D)	+16%	+ -
Hochlagen-Hanggley	(E)	-13%	-32%
Lusen (Granit)			
Torf-Hanggley	(A)	+49%	+ 3%
Hochlagen-Podsol	(B)	-30%	-11%
Podsol-Braunerde	(D)	+ 8%	+ 8%
Braunerde-Podsol	(E)	+ 8%	-19%
Lusen (Gabbro)			
Braunerde-Podsol	(C)	+20%	+12%

Tab. 10: Bilanzierung von Gesamteisen und -aluminium für Hochlagen-Pedons aus verschiedenen Ausgangsgesteinen. Keine Angaben sind für die im Unterboden stärker durch Grundwasser beeinflußten Pedons möglich (=?).

Wie bereits in Kap. B 1.2. erläutert, muß bei den Hochlagenböden mit einer lateralen Transportkomponente gerechnet werden. Dies läßt sich teilweise anhand der Profilbilanzierungen für Fe_t, Al_t und Mn_t nachweisen. Folgende allgemeine Gesetzmäßigkeiten für die Arbeitsgebiete sind festzuhalten: Die Hochlagen-Podsole der Gipfelverebnungen weisen im Ober-

boden eine Al_t- bzw. Fe_t-Verarmung zwischen 5 und 30% auf (Tab. 10). Wegen des geringen Infiltrationsvermögens im Unterboden (Basisfolge) ist sie vorwiegend auf laterale Stoffabfuhr zurückführbar. Die Böden der Hangbereiche tendieren dagegen zu einer Eisenanreicherung; Eine extreme Fe_t-Akkumulation findet man im Torf-Hanggley am Lusen, dessen Gesamteisen-Gehalt im Oberboden aufgrund einer verstärkten Stoffzufuhr mit dem Hangzugwasser um rund 50% zugenommen hat. Demgemäß tritt der silikatische Fe-Anteil in diesem Profil deutlich zurück.
Die Al-Bilanzierungen ergeben auch für die Hangbereiche fast immer eine negative Bilanz und weisen damit auf eine erhöhte Mobilität dieses Elements hin (Tab. 10).
Die vertikale Verteilung des pedogenen Aluminiums und Eisens stellt das Hauptkriterium für die genetische Zuordnung der Hochlagenböden dar (s. Kap. C 3.).

2.5. Schwermetalle

Die Schwermetallanalysen für die 5 Pedons am Steinschachten wurden vom Bayerischen Geologischen Landesamt vorgenommen. Die von mir verwendeten Meßergebnisse sind im Anhang aufgeführt.

2.5.1. Allgemeines

Die natürlichen Schwermetallgehalte von Böden sind im wesentlichen durch die mineralogische Zusammensetzung der Ausgangsgesteine vorgegeben. Schwermetalle sind bevorzugt an Tonminerale, Fe-, Al- und Mn-Oxide sowie an Plagioklase und Kalifeldspäte gebunden. Daher verfügen Böden, die aus tonreichen Gesteinen, Kalkmergeln, basischen und ultrabasischen Magmatiten hervorgegangen sind, von Haus aus über erhöhte natürliche Schwermetallgehalte (RUPPERT, 1987). Dieser naturgegebene Background wird von Stoffeinträgen überprägt, deren anthropogene Komponente örtlich stark variieren kann.

Das Mobilisierungsverhalten der Schwermetalle im Boden ist wie folgt zu charakterisieren: Bei sinkendem pH werden sie verstärkt unspezifisch gebunden, d.h. ihre Bindungsstärke nimmt ab und ihre Wasserlöslichkeit erhöht sich (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1984). Ferner wird das Mobilisierungsvermögen stark vom Gleichgewicht zwischen Austauschern und der Bodenlösung bestimmt, wobei mit zunehmender Schwermetallbelegung der Sorptionsplätze i.d.R. ein entsprechender Konzentrationsanstieg in der Bodenlösung einhergeht (FASSBENDER u. SEEKAMP, 1975). Weitere wichtige Einflußgrößen sind Temperatur und Reaktionsdauer (GERTH u. BRÜMMER, 1981).

Löslichkeit und Verfügbarkeit der Schwermetalle können durch Huminstoffe modifiziert werden, welche metall-organische Komplexe bilden. Für das Mobilisierungsgeschehen von Bedeutung sind die gut wasserlöslichen Spezies, wie z.B. bestimmte Chelate (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1984).

Neben solchen rein chemischen Wirkungsmechanismen spielen mikrobielle Umsetzungen für Bindungsart und -stärke sowie für die ökologische Wirksamkeit der einzelnen Schwermetalle eine wichtige Rolle. Die Intensität dieser biochemischen Prozesse kann von den im Boden vorhandenen Schwermetallen beeinträchtigt werden, sobald toxisch wirkende Schwellenwerte erreicht sind (MAYER, 1985).

2.5.2. Zink und Kupfer

Zink (Zn) und Kupfer (Cu) sind für die Pflanzen essentielle Spurenelemente und werden daher verstärkt in den Nährstoffkreislauf einbezogen. Dies dürfte zum Teil die hohen Zn- und Cu-Gehalte in der Auflage der analysierten Hochlagenböden erklären (Abb. 20).
In den obersten Mineralbodenhorizonten nehmen die Zn- und Cu-Gehalte regelmäßig ab, um mit zunehmender Bodentiefe erneut kontinuierlich anzusteigen. Diese Tiefenfunktion kann für beide Mikronährelemente beobachtet werden. Der Rückgang im obersten Abschnitt des Solums beruht wahrscheinlich nicht nur auf einer erhöhten Pflanzenaufnahme im Hauptwurzelbereich, sondern muß teilweise auch auf bodeninterne Verlagerungsvorgänge zurückgeführt werden. Einen Hinweis darauf geben die besonders niedrigen Zn- und Cu-Gehalte im Ae-Horizont des Hochlagen-Podsols (Profil A) am Steinschachten. Allerdings sind diese vertikalen Transportprozesse nicht so wirkungsvoll, daß sich eine erkennbare Anreicherung im B-Horizont ausbilden würde.
Die Akkumulation von Zn und Cu in der organischen Auflage ist vermutlich nicht allein durch Umverteilung im Nährstoffkreislauf begründet; vielmehr sind daran wohl auch atmogene Einträge beteiligt. Dies wird aus einer Zn-Deposition von ca. 2100 g/ha*J ersichtlich. Diese Depositionsrate läßt sich anhand der mittleren Zn-Konzentration des Freilandniederschlags (Meßstation Brotjacklriegel, THOMAS u.a., 1983) und einer mittleren jährlichen Niederschlagssumme von rund 1500 mm (s. Kap. A 2.3.) errechnen.
Der Zn-Input vergleichbarer Standorte im Südschwarzwald

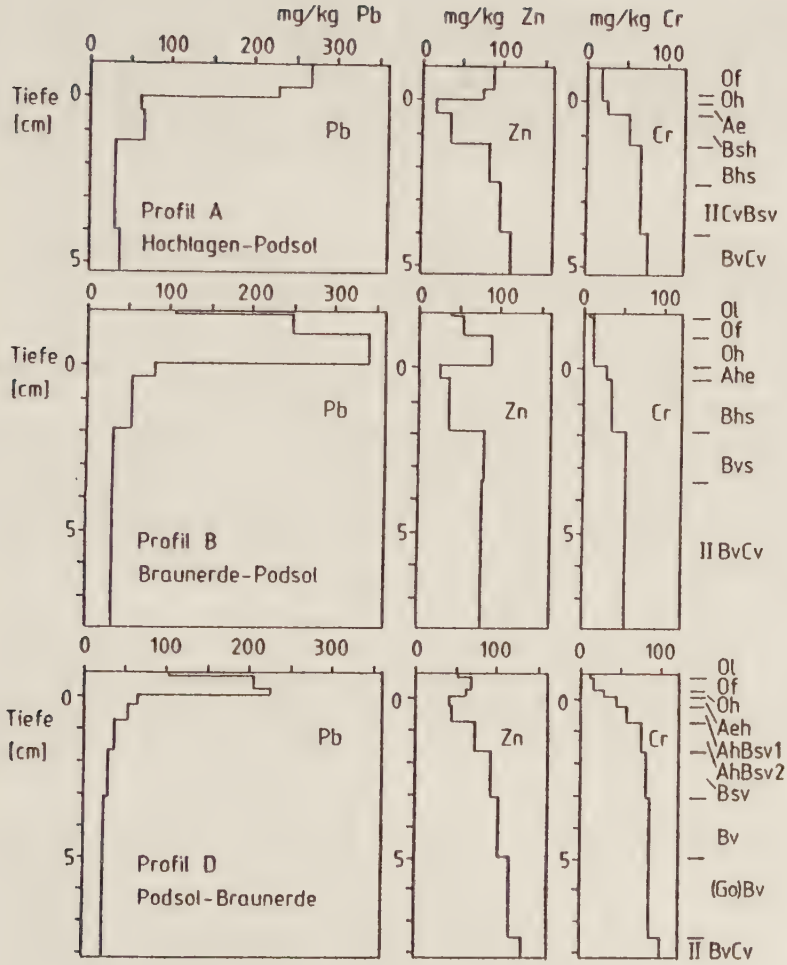


Abb. 20: Gesamtgehalte an Zn, Cr und Pb für ausgewählte Hochlagen-Pedons am Steinschachten.

		Cu_t				Zn_t			
		jeweils kg/ha							
		org. Aufl.	miner. Ober-boden	Σ	Profil-bilanzen	org. Aufl.	miner. Ober-boden	Σ	Profil-bilanzen
Hochlagen-Podsol	(A)	5,2	32,8	38,0	- 32%	24,6	87,1	111,7	- 34%
Braunerde-Podsol	(B)	5,3	31,6	36,9	+ 1%	20,3	102,2	122,5	- 12%
Braunerde-Podsol	(C)	2,8	41,0	43,8	- 41%	13,0	154,5	167,5	- 32%
Podsol-Braunerde	(D)	6,6	100,6	107,2	- 9%	23,3	391,0	414,3	- 17%
Hochlagen-Hanggley	(E)	3,0	23,5	26,5	- 48%	9,7	59,1	68,8	- 56%

Tab. 11: Cu_t- und Zn_t-Vorräte sowie -Profilbilanzen für die Hochlagen-Pedons am Steinschachten (Gneis).

(Bärhalde, Freiland: 210 g/ha*J; STAHR u.a., 1980) wird um ein Mehrfaches übertroffen.
Ähnlich liegen die Verhältnisse für Cu, dessen Jahresdeposition im Südschwarzwald (Bärhalde, Freiland) 18 g/ha beträgt, im Bayerischen Wald (Brotjacklriegel, Freiland) jedoch 90 g/ha*J erreicht. Von den vorhandenen Meßpunkten dürfte diese Station am Brotjacklriegel die Eintragssituation in den Hochlagen am ehesten widerspiegeln.

Die verschiedenartigen Depositionssraten haben sich auch in der Ausstattung der Böden niedergeschlagen. So betragen die in der Auflage gespeicherten Zn-Mengen in den Hochlagen am Steinschachten 9,7-24,6 kg/ha (Tab. 11), im Bärhaldegebiet aber nur 2,3 bis 16,6 kg/ha (KEILEN, 1978).
Trotz beachtlicher atmogener Einträge ergeben die Zink- und Kupfer-Bilanzierungen für die einzelnen Pedons Verlustraten bis zu 60% (Tab. 11). Sie fallen möglicherweise etwas zu hoch aus, weil eine gewisse Anreicherung im undurchwurzelten Unterboden (=Bezugshorizont) nicht ausgeschlossen werden kann. Eine solche profilinterne Umverteilung wird z.B. in den Böden der Bärhalde von KEILEN (1978) für das Zn angenommen. Die Cu- und Zn-Gehalte der einzelnen Pedons finden sich im Anhang.

2.5.3. Blei

Im Gegensatz zu Zink und Kupfer ist Blei (Pb) kein Nährelement. Die organischen Stoffe des Bodens vermögen dieses Schwermetall besonders stark zu binden (BLUME u. HELLRIEGEL, 1981), so daß es selbst in sauerem Milieu nicht nennenswert transportiert wird (STAHR u.a., 1980; TYLER, 1981).
Aufgrund dieses kumulativen Verhaltens sind die Bleigehalte der Böden zur Charakterisierung der Gesamtbelastung eines Standortes geeignet.

Die 5 untersuchten Pedons am Steinschachten lassen stets zur Bodenoberfläche hin einen steilen Gehaltsanstieg dieses Elements erkennen (Abb. 20). Die höchsten Bleigehalte findet man jeweils in der Humusauflage, wo bis zu 340 mg/kg an Pb gemessen wurden. Innerhalb der Auflage bleiben die Gehalte der L-Lage regelmäßig hinter denen der Of- und Oh-Lagen zurück. Diese Differenzierung beruht wohl teilweise auf dem unterschiedlichen Zersetzungsgrad des organischen Materials, welcher mit einem entsprechenden Wechsel im Sorptionsverhalten gekoppelt ist. Es ist jedoch wahrscheinlich, daß die Abnahme der Bleigehalte im L-Bereich einen Rückgang der aktuellen Bleideposition widerspiegelt; dies ist aufgrund der seit Beginn der 70er Jahre erfolgten Reduktion der Bleianteile im Benzin zu erwarten. Die Einführung von Katalysatoren dürfte sich dagegen noch nicht auswirken.
Die Bleigehalte im verfestigten Unterboden variieren um ca. 30 mg/kg, was den natürlichen Pb-Gehalten des Ausgangsgesteins nahekommen dürfte.

Verglichen mit dem bereits erwähnten Bärhaldegebiet, sind die Pb-Gehalte in den Auflagehorizonten der Hochlagenböden etwa 2,5 mal so hoch (vergl. ZÖTTL, u.a., 1977). Sie liegen andererseits deutlich unter den von MAYER (1985) für das Sollinggebiet angegebenen Werten von ca. 400 mg/kg. Dieser Unterschied kommt auch in den Gesamtbleivorräten der Humusauflagen zum Ausdruck, denn einer Pb-Menge von 5-15 kg/ha im Bärhaldegebiet stehen Bleiwerte zwischen 34 und 85 kg/ha in den Hochlagen des Bayerischen Waldes gegenüber.
Dem entsprechen auf der Eintragsseite 110 g/ha*J an Pb im

Südschwarzwald (Freiland, STAHR u.a., 1980) bzw. 250 g/ha*J in den Hochlagen des Bayerischen Waldes (Station Kl. Arber, Freiland; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, 1984).
Diese Zahlen belegen, daß im Gegensatz zum schwach belasteten Südschwarzwald in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes erhebliche Blei-Immissionen erfolgen, die sich auch auf den Bleigehalt der Böden ausgewirkt haben. Von RUPPERT (1987) werden ähnlich hohe Bleiwerte in der Humusauflage von Waldstandorten der Oberpfalz vorwiegend durch lokale bzw. regionale Emittenten erklärt. Dies dürfte auch für die Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes gültig sein. In erster Linie ist hier an die Glasindustrie (Bleiglasherstellung) zu denken.
Profilbilanzierungen ergeben für die einzelnen Pedons im Wurzelraum eine Bleiakkumulation zwischen 70 und 121 kg/ha, was einer Zunahme bis zu 270% entspricht (vergl. Tab. 12). Diese Bleimengen dürften sich in den Böden vor allem seit Beginn unseres Jahrhunderts infolge der zunehmenden Industriealisierung und Motorisierung angesammelt haben. Wahrscheinlich geht ein erheblicher Anteil davon auf die lokale Bleiglasherstellung zurück, die sich ab ca. 1920 im Bereich des Inneren Bayerischen Waldes ausgebreitet hat (SELLNER, 1988). Der Vergleich zwischen den im Boden angereicherten Bleimengen und der aktuellen Eintragsrate dieses Schwermetalls legt den Schluß nahe, daß die Pb-Deposition in den vergangenen Jahrzehnten teilweise erheblich über den heutigen Werten gelegen haben dürfte. Paralleluntersuchungen in anderen Hochlagenarealen des Bayerischen Waldes (mündl. Mitt. Frau HOFMANN-SCHIELLE, 1988) führten zu ähnlichen Ergebnissen, so daß die Verhältnisse am Steinschachten für die gesamte Kammregion dieses Gebirgszuges repräsentativ sein dürften.
Erhöhte Bleigehalte sind auch in den Gipfelbereichen anderer Mittelgebirgsregionen nachgewiesen worden. Soweit keine lokalen Emittenten vorhanden waren, erklärte man sie meist durch die besonders hohen Niederschlagswerte dieser Höhenstufe und die damit verbundene Akkumulationswirkung (JOHNSON u.a., 1982; GODT u. LUNKENBEIN, 1983; FRIEDLAND u.a., 1984). Dieser orographische Effekt kann durch die auskämmende Wirkung von Beständen (GODT, 1985) noch verstärkt werden. Beide Faktoren dürften auch in den Hochlagen des Bayerischen Waldes eine Rolle spielen.

		org. Aufl.	miner. Ober-boden	Σ	Profil-bilanz
Hochlagen-Podsol	(A)	76,3	80,2	156,5	+197%
Braunerde-Podsol	(B)	85,3	97,6	182,9	+194%
Braunerde-Podsol	(C)	42,7	111,0	153,7	+ 93%
Podsol-Braunerde	(D)	77,0	126,6	203,6	+114%
Hochlagen-Hanggley	(E)	33,7	61,9	95,6	+269%

jeweils kg/ha Pb

Tab. 12: Pb_t-Vorräte und -Bilanzierungen für die Hochlagen-Pedons am Steinschachten.

2.5.4. Nickel und Chrom

Die Schwermetalle Nickel (Ni) und Chrom (Cr) gehören nicht zu den essentiellen Spurenelementen.
Die Tiefenverteilung beider Elemente erlaubt keine Rückschlüsse auf biogene oder atmogene Anreicherung. Vielmehr sind in den Auflagehorizonten stets die niedrigsten Gehalte (wenige mg/kg) zu finden, während mit zunehmender Bodentiefe die Werte bis auf 60 mg/kg Ni bzw. 99 mg/kg Cr ansteigen. Die Tiefenfunktion des Cr ist in Abb. 20 für ausgewählte Pedons dargestellt.
Im Einklang mit den tiefen pH-Werten der Böden lassen diese Elemente eine erhöhte Mobilität erkennen, die sich in den einzelnen Pedons durch Elementverluste zwischen 9 und 37% (bei Chrom) bzw. 25-70% (bei Nickel) äußert (Tab. 13). Die Cr- und Ni-Gehalte der einzelnen Pedons und Horizonte sind im Anhang aufgeführt.

		Ni_t				Cr_t			
		jeweils kg/ha							
		org. Aufl.	miner. Ober-boden	Σ	Profil-bilanz	org. Aufl.	miner. Ober-boden	Σ	Profil-bilanz
Hochlagen-Podsol	(A)	2,2	32,2	34,4	- 67%	5,3	86,3	91,6	- 19%
Braunerde-Podsol	(B)	1,6	34,7	36,3	- 27%	3,4	80,3	83,7	- 15%
Braunerde-Podsol	(C)	1,0	45,6	46,6	- 43%	1,9	110,0	111,9	- 9%
Podsol-Braunerde	(D)	3,1	153,8	156,9	- 25%	7,3	332,2	339,5	- 10%
Hochlagen-Hanggley	(E)	1,2	16,8	10,0	- 72%	3,0	53,6	56,6	- 37%

Tab. 13: Ni_t- und Cr_t-Vorräte und -Bilanzierungen für die Pedons am Steinschachten.

2.6. Wässrige Bodenextrakte

Für diesen Arbeitsabschnitt wurden im September 1986 insgesamt 6 Bodeneinschläge horizontweise beprobt. Neben 3 Granit- und 2 Gneis-Pedons (am Lusen bzw. Steinschachten), bezog ich auch eine podsolige Braunerde am Hohen Bogen (Ausgangsgestein Amphibolit) in die Untersuchung ein. Die allgemeinen bodenchemischen Kenndaten für dieses Pedon werden demnächst von HOFMANN-SCHIELLE (Lehrst. f. Bodenkunde der LMU München) in Form einer Dissertation veröffentlicht.

2.6.1. Hauptkationen

Wie Abb. 21 veranschaulicht, sind in den wässrigen Extrakten der Auflage die Salzkonzentrationen erheblich höher als in denen des Mineralbodens. Auch in der chemischen Zusammensetzung ergeben sich Abweichungen.

Bei den Auflagenextrakten ist auf der Kationenseite besonders der hohe Anteil an wasserlöslichem NH_4^+ hervorzuheben, der über 50 IÄ% erreichen kann. Im Mineralboden nehmen die Ammoniumkonzentrationen der Extrakte hingegen mit der Tiefe rasch ab, so daß sie im Unterboden stets die Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l unterschreiten (Abb. 21).
Ein erheblicher Ladungsanteil entfällt in den Auflagehorizonten ferner auf das Kalium, das in den wässrigen Extrakten der podsoligen Braunerde (Hoher Bogen, Amphibolit) anteilsmäßig den ersten Rang einnimmt. Seine Konzentrationen gehen im Mineralbodenbereich rasch zurück, und ein Ladungsanteil von 20 IÄ% wird hier nicht überschritten.

Die freien Al^{3+}-Gehalte in den Extrakten der einzelnen Kompartimente lassen eine negative Korrelation zu den Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) erkennen. Daraus ist zu folgern, daß mit ansteigenden DOC-Gehalten Aluminium verstärkt in weniger reaktionsfähige organische Komplexe eingebaut wird. Bei den untersuchten

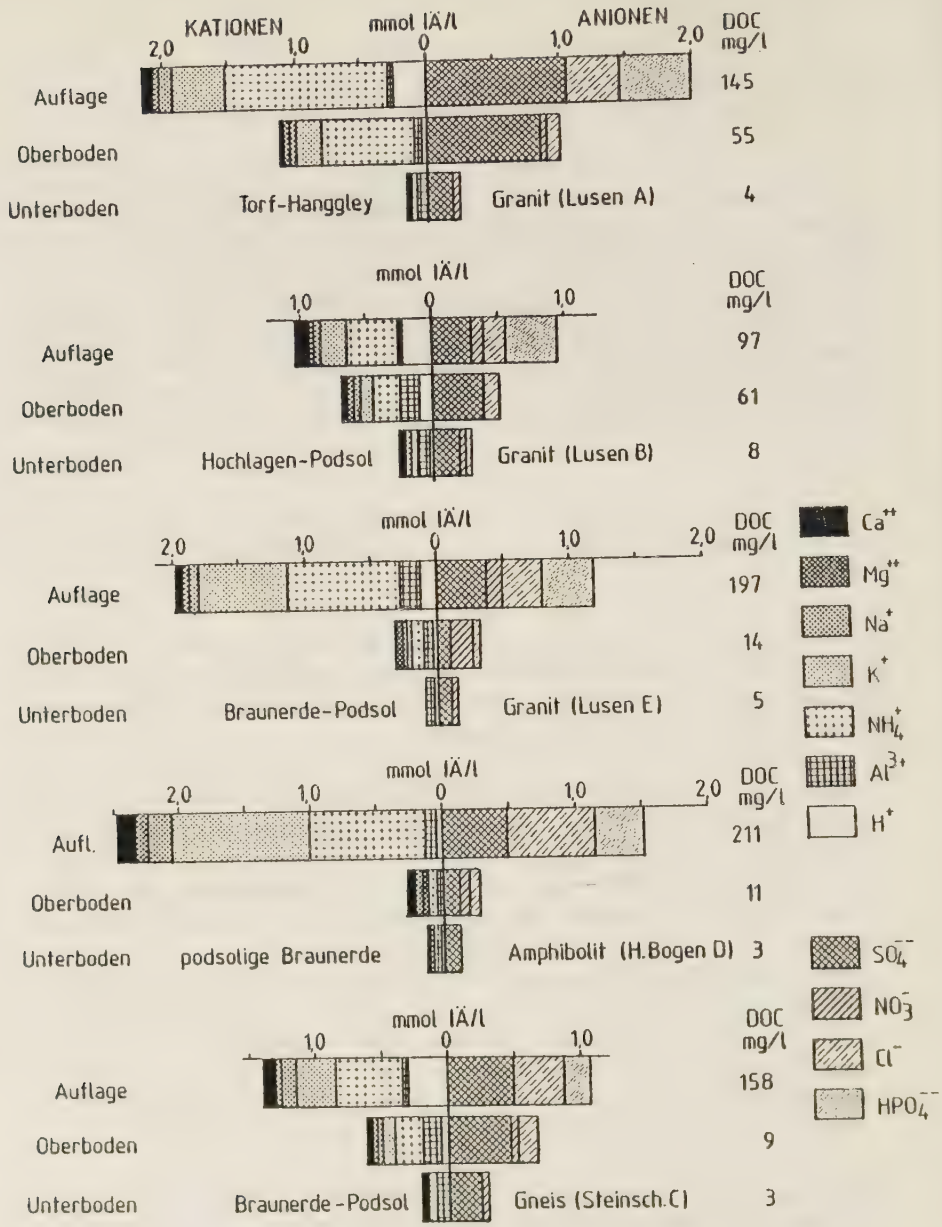


Abb. 21: Chemische Zusammensetzung von wässrigen Extrakten verschiedener Hochlagen-Pedons aus unterschiedlichem Ausgangsgestein.

Pedons finden sich die prozentual höchsten Anteile an wasserlöslichem, labilem Aluminium daher im humusärmeren Mineralboden, während sich für die organische Auflage die niedrigsten Al^{3+}-Prozentwerte ergeben. Dies stimmt mit den Resultaten von NILSSON u. BERGKVIST (1983) überein, die in Sickerwässern von A-Horizonten eines Podsols ca. 90% des Al organischen Bindungsformen zuordnen konnten, während dies in B-Horizonten nur auf ca. 10% des Gesamt-Al zutraf. Auch CRONAN u. SCHOFIELD (1979) kommen zu dem Ergebnis, daß in B-Horizonten der Anteil des organisch gebundenem Al, Fe und Mn an den Gesamtelementgehalten niedrig ist.
Den geringsten Anteil am extrahiertem Gesamtaluminium erreicht das freie Aluminium mit 13 IÄ% im Aeh der podsoligen Braunerde am Hohen Bogen. Weil die Al-Gesamtkonzentration im Extrakt dieses Horizonts mit 15,6 mg/l relativ hoch ist, entsprechen diese 13% trotzdem einem Absolutwert von 2,0 mg/l Al^{3+}. Dieser Wert stellt die von mir in wässrigen Extrakten ermittelte Maximalkonzentration an freiem Al^{3+} dar. Mit der Bodentiefe nehmen die DOC-Konzentrationen ab, und die Zusammensetzung der Bindungsformen verschiebt sich anteilsmäßig zugunsten des labilen Al^{3+}, das in den wässrigen Extrakten des Mineralbodens stets dominiert und bis zu 95% des Gesamt-Al ausmachen kann (Abb. 23).

Die Protonenkonzentration spielt nur in den besonders sauren Extrakten der Auflagenhorizonte (pH 3,4-4,0) ladungsmäßig eine Rolle. Mit zunehmender Bodentiefe steigen die pH-Werte in den Extrakten auf Werte um 4,5 an, so daß der H^+-Anteil bei den Ionenbilanzen vernachlässigbar ist.
Die Mg^{2+}-Anteile variieren in den Auflageextrakten der untersuchten Pedons zwischen 1,5 und 6 IÄ% und nimmt im Mineralboden auf maximal 19 IÄ% zu.
Eine ähnliche Situation ergibt sich auch für das Ca, welches im Humuskörper einen Ladungsanteil zwischen 2 und 14 IÄ% erreicht, der im Mineralboden bis auf 28 IÄ% ansteigen kann. Natrium liegt in den wässrigen Extrakten zwar stets in meßbaren Konzentrationen vor, bleibt jedoch in allen Tiefenstufen unterhalb von 10 IÄ%. Etwas höher sind die Werte nur im Solum des aus Amphibolit hervorgegangenen Pedons am Hohen Bogen; hier entfallen rund 20 IÄ% auf das Na^+.

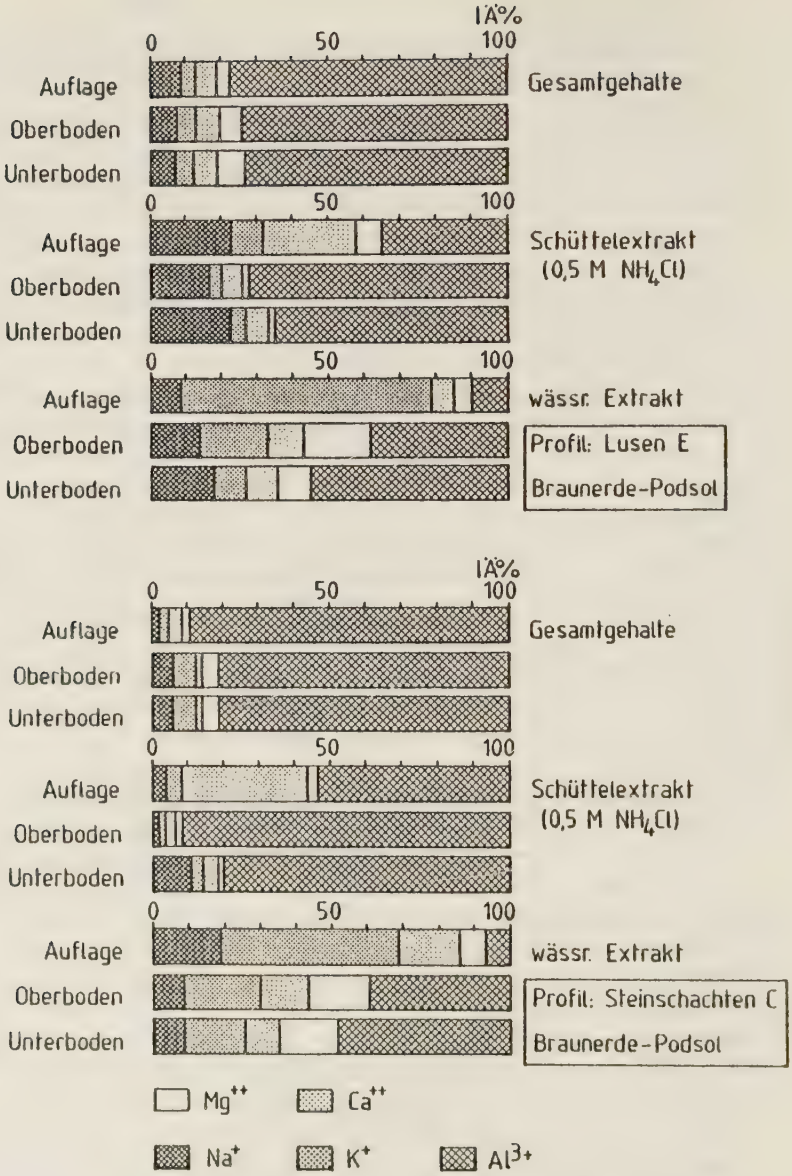


Abb. 22: Vergleich der Elementanteile im Gesamt-Aufschluß, im 0,5 M NH_4Cl-Schüttelextrakt und im wässrigen Extrakt zweier Hochlagen-Pedons.

Verglichen mit der Elementzusammensetzung der Feinerde (Gesamtgehalte) und der austauschbaren Fraktion (NH_4^+-Schüttelextrakt), ergibt sich für die wässrigen Extrakte eine Zunahme der Basenanteile auf Kosten des Aluminiums. Wie Abb. 22 zeigt, findet sich dieser Effekt am stärksten in der Auflage. In diesem Kompartiment kann der Basenanteil der Feinerde von 10-20 IÄ% (Gesamtelementgehalte) auf 50-60 IÄ% (austauschbare Elemente) ansteigen und in den wässrigen Extrakten bis zu 95 IÄ% erreichen. Diese Verschiebung ist in abgeschwächter Form auch in den Mineralbodenhorizonten zu finden.

2.6.2. Eisen, Mangan, Zink und Kupfer

Die Elemente Eisen (Fe), Mangan (Mn), Zink (Zn) und Kupfer (Cu) sind ladungsmäßig in den wässrigen Bodenextrakten von untergeordneter Bedeutung.
Beachtliche Gesamteisen-Konzentrationen findet man nur in den Extrakten der obersten Mineralbodenhorizonte. Die höchste Konzentration (18,2 mg/l) wurde auch in diesem Fall im Aeh der podsoligen Braunerde am Hohen Bogen gemessen. Analog zu den Mn-, Cu- und Zn-Werten gehen die Eisenkonzentrationen mit zunehmender Bodentiefe zurück und liegen in den untersten Horizonten meist nahe der Nachweisgrenze (s. Abb. 23 und Tabellen im Anhang).
Auch der höchste Wert an wasserextrahierbarem Mn läßt sich der relativ basenreichen, podsoligen Braunerde am Hohen Bogen zuordnen. Wie die Fraktionierung mittels DOWEX ergab, kommt dieses Element fast nur in reaktionsfreudiger, freier Form vor (Abb. 23).
Das mobile Spurenelement Zn (vergl. VERLOO u. COTTENIE, 1972) war in den Extrakten der Auflage oft in einer Größenordnung von ca. 100 µg/l nachweisbar. Die höchste gemessene Zn-Konzentration betrug 140 µg/l. Im Mineralboden fiel der wasserextrahierbare Anteil des Zn dagegen regelmäßig unter die Nachweisgrenze (ca. 25 µg/l) ab. In den Auflageextrakten deutet sich ferner eine Cu-Freisetzung an, wenngleich die Konzentrationen dieses Schwermetalls meist <20 µg/l bleiben. Sie sind daher nicht weiter interpretierbar.

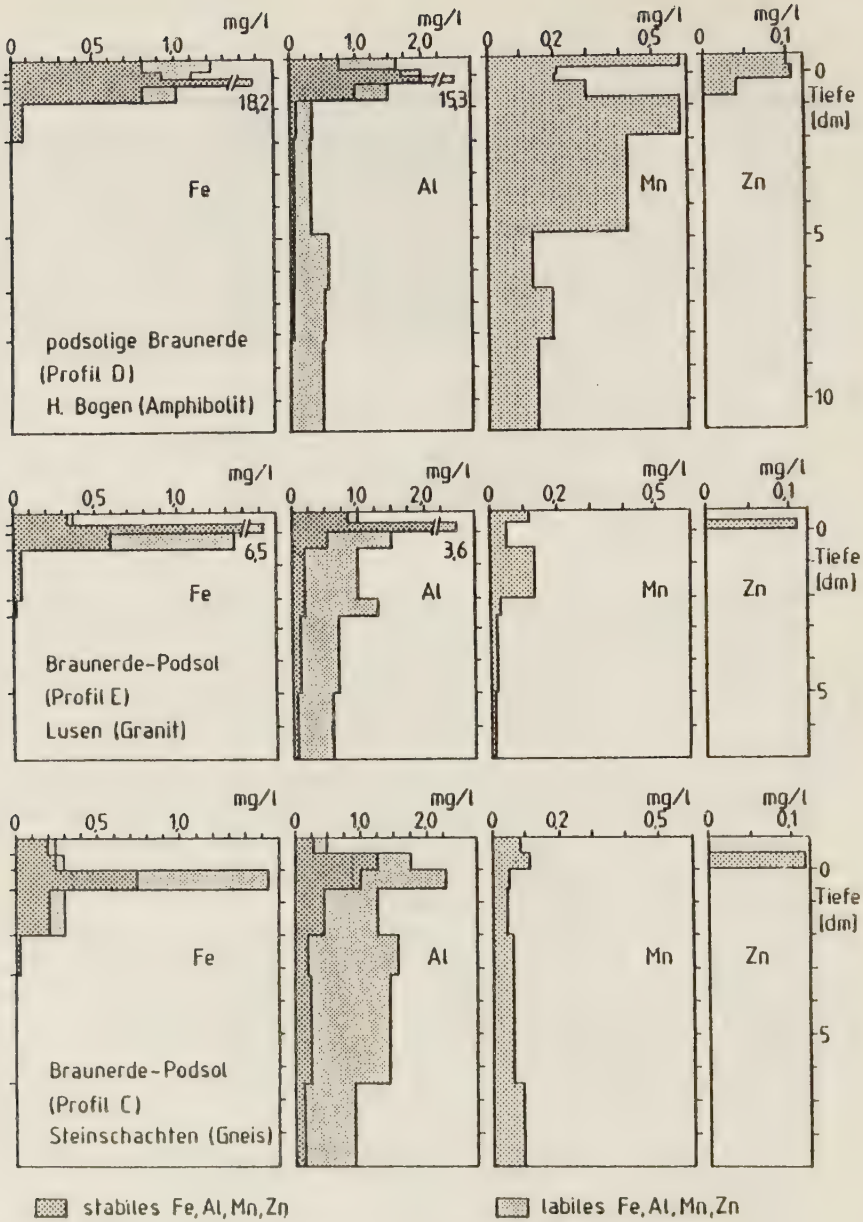


Abb. 23: Labile und stabile Fe-, Al-, Mn- und Zn-Fraktionen in wässrigen Extrakten ausgewählter Hochlagen-Pedons.

2.6.3. Anionen

In wässrigen Extrakten der organischen Auflagen ergibt sich meist ein erhebliches Ladungsdefizit auf der Anionenseite. Die hohen Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) lassen vermuten, daß der fehlenden Ladungsanteil auf organische Anionen entfällt, welche analytisch schwer quantifizierbar sind. Für diese Überlegung spricht auch die Beobachtung, daß im kohlenstoffärmeren Mineralboden größere Anionendefizite fehlen (Abb. 21).

In fast allen Mineralbodenextrakten dominiert das SO_4^{2-}-Ion, das bis zu 84 IÄ% der negativen Ladungsanteile einnehmen kann. Beachtliche Sulfatkonzentrationen findet man auch in den Auflageextrakten, wenngleich das SO_4^{2-} hier nicht immer den wichtigsten Träger der Negativladung darstellt. Weil in den Ausgangsgesteinen i.d.R. Pyritanteile fehlen (BAUBERGER, 1977), sind die hohen Sulfatwerte vermutlich in erster Linie durch atmogenen Schwefeleintrag und durch Eintrag mit der Streu zu erklären. Auf einen Depositionseinfluß weist die Tatsache, daß die höchsten wasserlöslichen SO_4^{2-}-Konzentrationen stets im Bereich der organischen Auflage auftreten.
Wie die hohen Gehalte an wasserextrahierbarem Sulfat verdeutlichen, wird ein beachtlicher Teil des im Boden akkumulierten atmogenen Schwefels in relativ mobiler Form gespeichert. Das überwiegende Vorkommen in der Humusauflage läßt auf hauptsächlich organische, labile Bindungsformen schließen (FISCHER u. REHFUESS, 1988). Daneben ist noch eine schwerer verlagerbare Schwefelfraktion zu erwarten (FULLER u.a., 1985), die von diesem Extraktionsverfahren nicht erfaßt wird.

Wasserlösliches Cl^- ist in allen Horizonten der untersuchten Pedons in meßbaren Konzentrationen vorhanden. Dieses Element zeigt in den Extrakten kein eindeutiges Verteilungsmuster, und variiert zwischen 10 und 30 IÄ%.
Dagegen ist das Vorkommen von HPO_4^{2-} fast nur auf die Auflagenextrakte beschränkt, wo es teilweise als Hauptanion zu finden ist (Abb. 21). Bereits in den obersten Mineralbodenhorizonten gehen die wasserlöslichen HPO_4^{2-}-Gehalte bis auf

die Bestimmungsgrenze (ca. 20 µg/l) zurück. Die Vertikalfunktion dieses Anions verhält sich damit analog zu der des Ammoniums. Der gleichsinnige Verlauf der DOC-Konzentrationen verdeutlicht, daß HPO_4^{2-}- und NH_4^+-Ionen vorwiegend an organische Stoffe gebunden sind.
Die Nitratkonzentrationen sind in den Extrakten der Auflage oft vernachlässigbar gering. Obwohl sie im Mineralboden allgemein etwas ansteigen, hat dieses Anion ladungsmäßig nur selten größere Bedeutung.

2.6.4. Ökologische Bewertung

Bei einer ökologischen Interpretation der wässrigen Extrakte ist zu beachten, daß man das Bodenmaterial vor dem eigentlichen Extraktionsschritt homogenisiert (aber nicht getrocknet) hat. Bei dieser Vorbehandlung wurde das natürliche Gefüge weitgehend zerstört, und kleinräumige chemische Unterschiede (Aggregatoberfläche/Aggregatinneres) wurden teilweise aufgehoben (vergl. HORN, 1987). Für die chemische Zusammensetzung der Perkolationswässer dürfte bei den Hochlagenböden das Gefüge jedoch keine größere Bedeutung haben, weil diese lehmig-sandigen Substrate über keine ausgeprägte Aggregierung verfügen.
Bei der Interpretation ist außerdem zu bedenken, daß die Nährstoffversorgung der Pflanzen auch von Wechselwirkungen zwischen Bodenlösung und Rhizosphäre (z.B. MARSCHNER u.a., 1986) mitbestimmt wird. In wässrigen Extrakten können diese Prozesse nicht mehr ablaufen.
Die hohen NH_4^+-, HPO_4^{2-}- und K^+-Konzentrationen in den Extrakten der organischen Auflage lassen eine ausreichende N-, P- und K-Versorgung der Hochlagenbestände erwarten.
Bei Ca und Mg stellt sich die Frage, ob die Aufnahme dieser Nährelemente in der Rhizosphäre durch antagonistische oder gar toxische Effekte des freien Al^{3+} (ULRICH u.a., 1984) beeinträchtigt wird. Zieht man die molaren Ca/Al^{3+}- bzw. Mg/Al^{3+}-Verhältnisse als Beurteilungsgrundlage heran, so ist nach den Kriterien von ULRICH u.a. (1984) in den Extrakten der untersuchten Auflagenhorizonte nicht mit Al-Toxizität zu rechnen, denn die Quotienten liegen stets oberhalb 1,0.

LUSEN (Granit)								
Torf-Hanggley (A)			Hochlagen-Podsol (B)			Braunerde-Podsol (E)		
Horizont	Ca/Al	Mg/Al	Horizont	Ca/Al	Mg/Al	Horizont	Ca/Al	Mg/Al
Of	6,6	1,8	Of	5,2	1,5	Of	3,6	2,4
Oh	2,3	1,2	Oh	5,8	2,0	Oh	0,5	0,6
H	0,2	0,5	Ae	0,4	0,6	Ahe	0,2	0,8
AaGo	0,5	1,2	Aeh	0,5	0,5	Bhs	0,3	1,1
AhGo	0,7	0,8	Bsh	0,4	0,5	Bsv	0,4	0,4
II BvCv	0,6	0,2	Bhs	0,3	0,4	I/IICvBv	0,4	0,3
			II GoBsv	0,6	0,3	II BvCv	0,4	0,3
			III(Go)Bsv	0,6	0,3			
			(Go)Bv	0,9	0,3			
			IV CvBv	1,2	0,5			

HOHER BOGEN (Amphibolit) podsolige Braunerde			STEINSCHACHTEN (Gneis) Braunerde-Podsol		
Horizont	Ca/Al	Mg/Al	Horizont	Ca/Al	Mg/Al
Of	2,4	1,8	Of	6,1	1,9
Oh	6,3	3,9	Oh	3,6	1,8
A(e)h	1,0	0,7	Ahe	0,7	1,3
AhB(s)v	2,8	1,6	Bhs	n.b.	n.b.
B(s)v	3,2	2,2	Bvs	0,5	0,4
Bv	2,6	1,5	I/IIBvCv	0,5	0,2
II CvBv	0,9	0,4	II BvCv	0,7	0,3
IIICvBv1	1,1	0,3			
CvBv2	0,7	0,2	(jeweils mol/mol)		

Tab. 14: Ca/Al^{3+}- und Mg/Al^{3+}-Quotienten für wässrige Extrakte von Hochlagen-Pedons aus verschiedenem Ausgangsgestein; in den Quotienten geht der labile Al-Anteil ein.

Ähnlich günstige Relationen erhält man auch für den Mineralbodenbereich des Pedons am Hohen Bogen. Dagegen sinken bei den Granit- und Gneis-Pedons die Ca/Al^{3+}-Werte in den obersten Mineralbodenhorizonten teilweise unter 0,3 ab, was gemäß ULRICH u.a. (1984) auf eine starke Gefährdung durch toxisches Aluminium hinweist. Von den Mg/Al^{3+}-Werten wird hingegen ein Wert von 0,3 nie unterschritten (Tab. 14). In den tieferen Bodenbereichen variieren die Ca/Al^{3+}- und Mg/Al^{3+}-Relationen stets zwischen 0,3 und 1,0.

Selbst wenn man die von ULRICH postulierte Phytotoxizität (i.e.S.) des Al^{3+} für die Fichte bezweifelt, läßt das enge Verhältnis zwischen Aluminium und Magnesium bzw. Calcium in den Hochlagenböden antagonistische Wirkungen erwarten, welche die Versorgung der Fichte mit Mg und Ca beeinträchtigen. Für eine ökologische Beurteilung ist das Ca/Al- bzw. Mg/Al-Kriterium allein jedoch nicht aussagekräftig genug, denn Mg-Mangelchlorosen wurden sowohl bei engen wie auch bei weiten Ca/Al- und Mg/Al-Relationen (Granit- und Gneisböden bzw. Amphibolitböden) beobachtet. Dies läßt vermuten, daß weniger die Elementrelationen, sondern die niedrigen Mg- und Ca-Konzentrationen an sich diese Nadelchlorose hervorrufen.

3. Bodenformen und Bodenvergesellschaftung

3.1. Bodentypenansprache und Kartierverfahren

Bereits von PELIŠEK (1969) ist im Bereich des Böhmischen Massivs ein Zusammenhang zwischen der Färbung der Böden und ihrer Höhenlage erkannt worden. Er leitete daraus eine hypsometrische Bodentypenabfolge her.
Auch bei den eigenen Geländearbeiten wurden die Böden anhand von farblich charakteristischen Horizontabfolgen ausgegliedert. Besonders einfach war dies bei den Hochlagen-Podsolen aufgrund ihrer hell- bis mittelgrauen Eluvialhorizonte möglich sowie bei den Podsol-Braunerden, welche sich durch eine tiefreichende Humosität und dunkelbraune Färbung auszeichnen. Die Bodentypenansprache beschränkte sich auf den durchwurzelten Oberboden, weil der darunter folgende verfestigte Basisschutt aufgrund seines Habitus von mir als Relikthorizont angesprochen wurde und nicht als das Produkt einer rezenten Bodenentwicklung.
Gewisse Schwierigkeiten brachten bei der Profilbeschreibung der häufig unruhige Horizontverlauf und die kleinräumig wechselnden Horizontmächtigkeiten mit sich, welche einerseits durch den hohen Skelettanteil, andererseits durch Störungen (z.B. Windwurf) verursacht sind.

Die endgültige typologische Zuordnung der Böden wurde mit Hilfe der im Labor ermittelten pedogenen Oxidverteilung (BLUME u. SCHWERTMANN, 1969; BALL u. BEAUMONT, 1972) vorgenommen. Weil die von der DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1985) vorgeschlagene Systematik der Sonderstellung der Hochlagenböden oft nicht gerecht wird, mußten teilweise neue Kriterien und Grenzwerte zur Unterscheidung der verschiedenen Bodentypen aufgestellt werden. Um die Subtypen der häufig auftretenden Abfolge: Hochlagen-Podsol / Braunerde-Podsol / Podsol-Braunerde quantitativ zu definieren, zog ich die Humusgehalte sowie die pedogenen Al- und Fe-Gehalte der Feinerde heran. Anhand dieser Parameter nahm ich folgende Unterteilung vor:

Hochlagen-Podsol:

- Gehaltsunterschied zwischen morphologisch klar erkennbarem Eluvial- und Illuvialhorizont beträgt für Al_d und Fe_d >100%
- Für den Verarmungshorizont Ae bzw. Ahe ergibt sich auch ein Rückgang der C_{org}-Gehalte.

Braunerde-Podsol:

- Der Gehaltsunterschied zwischen Eluvial- und Illuvialzone beträgt für Fe_d und Al_d >30%.
- Die Bleichung des Ahe bzw. Aeh ist morphologisch erkennbar, analytisch in den Gesamtkohlenstoffgehalten jedoch nicht mehr nachweisbar.

Podsol-Braunerde:

- Die Fe_d- oder Al_d-Gehalte der A- und B-Horizonte weichen <30% voneinander ab.
- Eine Kohlenstoffverarmung ist im Aeh analytisch nicht nachweisbar und der Eluvialbereich ist meist morphologisch nur schwach ausgeprägt.

Es sei darauf hingewiesen, daß bei manchen Braunerde-Podsolen der Verarmungsbereich nur schwach im Profil zu erkennen ist, weil die Oxidabfuhr durch hohe Humusgehalte maskiert wird. Der Laborbefund weist jedoch auch für diese Böden eine deutlich Verlagerung von Fe und Al nach. Eine Diskrepanz zwischen Profilmorphologie und Bodenchemismus ist bereits für die Böden anderer Regionen beschrieben worden (z.B. DUCHAUFOUR und SOUCHIER, 1965; MÜLLER, 1987). Solche Pedons wurden von mir nicht als eigene Einheit ausgegliedert, weil diese morphologische Besonderheit nicht mit einem analytisch nachweisbaren Rückgang der Kohlenstoffgehalte einhergeht; sie wurden den Braunerde-Podsolen zugeschlagen.

Die Hochlagenböden sind substratbedingt schlechte Zeichner, weshalb es teilweise schwierig war, den Einfluß von Stau- oder Hangzugwasser richtig einzuschätzen. In den meisten Profilgruben sind zwar kleinräumig hydromorphe Fleckungen zu beobachten, sie waren jedoch selten im Bohrstock zu finden. Um die Bedeutung von Grund- und Stauwasser besser beurteilen zu können, wurden zusätzlich auch der Verfahlungsgrad der Böden (v. ZEZSCHWITZ, 1984), Auflagenmächtigkeit, Bodenvegetation und Reliefposition in die Bewertung einbezogen. Hanggleye sind von mir nur dann ausgegliedert worden, wenn ein

eindeutiger Reduktionshorizont (Gr bzw. Gor) vorhanden war.

Einen Sonderfall stellt der Torf-Hanggley am Lusen (Profil A) dar. Dieses Profil verfügt zwar über keine morphologisch erkennbaren Hydromorphiemerkmale, weist jedoch besonders hohe Gehalte an pedogenen Oxiden auf, welche nur durch laterale Zufuhr mit dem Hangzugwasser erklärbar sind (s. Abb. 17). Dieser Subtyp ist nur bedingt mit den Ockererden des Schwarzwaldes (DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, 1979) vergleichbar, deren Eisenanreicherung ebenfalls auf einer seitlichen Zufuhr beruht. Infolge des oberflächennah anstehenden verfestigten Basisschutts konzentriert sich der Stoffumsatz in den Hochlagenböden jedoch auf die obersten dm, während bei den Ockererden eine viel mächtigere Bodenzone von den Sickerwässern durchwandert werden kann. Außerdem zeichnen sich die Torf-Hanggleye der Hochlagen durch extrem hohe Humusgehalte aus, die von typischen Ockererden bei weitem nicht erreicht werden.

Neben der genetisch orientierten deutschen Bodenklassifikation wurde auch mit der amerikanischen Soil Taxonomy (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1975) gearbeitet. Es zeigte sich jedoch, daß die amerikanische Systematik vorwiegend auf Merkmalsquantifizierungen beruht. Diesen liegen standardisierte Laborverfahren zugrunde (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1967), welche z.T. erheblich von der bei uns gängigen Analysenmethodik abweichen. Eine exakte Ansprache der Böden nach der amerikanischen Klassifikation war daher wegen einer ungenügenden Merkmalsquantifizierung nicht möglich und unterblieb daher.

Die von mir unterschiedenen Kartiereinheiten fallen weitgehend mit Bodentypen bzw. -subtypen zusammen. Die Geländeaufnahmen zeigen, daß in den Untersuchungsgebieten ein kleinräumiger Wechsel von Bodenformen vorliegt, welcher bei einem Kartierungsmaßstab von 1:10 000 nicht darstellbar ist. Eine ähnlich starke räumliche Variabilität der Bodenformen wurde bereits bei anderen einschlägigen Untersuchungen anderer Bodenkleinlandschaften (z.B. ARP u. KRAUSE, 1984) festgestellt. Er beruht auf einem kleinräumigen Wechsel der Standortgegebenheiten.
Aus diesem Grund war es notwendig, die Homogenität der

einzelnen Kartiereinheiten zu überprüfen und statistisch zu definieren. Es wurde dazu ein von KNEIB (1984) vorgeschlagenes Verfahren herangezogen, das auf einem statistischen Ansatz von CLOPPER und PEARSON (1934) beruht. Demgemäß wurde eine Kartiereinheit von mir nur dann als hinreichend homogen angesehen, wenn die Hauptbodenform flächenmäßig wenigstens 70% erreichte und dies auf dem 95%-Niveau signifikant war. So besteht z.B. die Kartiereinheit "Hochlagen-Podsol" zu einem Flächenanteil von wenigstens 70% aus typischen Hochlagen-Podsolen und zu maximal 30% aus anderen Bodenformen. Diese "70%-Kriterium" wird von allen flächenmäßig wichtigen Bodenformen erfüllt.

Folgende Kartiereinheiten wurden ausgegliedert:

I Terrestrische Böden

1. Hochlagen-Podsole (O-Ahe-Ae-Bsh-Bhs-II)
   Diese Eisen-Humus-Podsole zeichnen sich durch einen scharf begrenzten, grauen Verarmungshorizont von wenigstens 3 cm Mächtigkeit aus. Darunter folgt eine schwarzbraune bis rostfarbene Humus- und Oxid-Anreicherungszone. Zuweilen finden sich bei diesen flachgründigen und skelettreichen Böden auch ortsteinartige Verfestigungen. Als Humusform herrscht Rohhumus (C/N ca. 27) vor.

2. Braunerde-Podsole (O-Ahe(bzw. Aeh)-Bhs-Bsv-II)
   Bei den typischen Braunerde-Podsolen stimmen Profilmorphologie und Oxidverteilung gut überein. Die Podsolierungsvorgänge sind zwar abgeschwächt, aber noch deutlich erkennbar. Unterhalb eines Illuvialbereichs treten Verbraunungsmerkmale zunehmend in Erscheinung.
   Auch diese flach- bis mittelgründig entwickelte Bodenform verfügt über einen hohen Steingehalt. Die Humusform variiert zwischen Rohhumus und Moder.

3. Podsol-Braunerden (O-Aeh-AhBsv-Bv_1-Bv_2-II)
   Das Erscheinungsbild dieser mittel- bis tiefgründigen (>6dm) Bodenform wird von stark humosen B-Horizonten bestimmt. Gegenüber der Verbraunung tritt die Bedeutung

der Podsolierung zurück, ist aber noch analytisch nachweisbar.
Als Humusform herrscht rohhumusartiger Moder bis Moder (C/N ca. 22) vor.

4. Pseudogley-Podsole (O-Ae-SwBsh-SwBhs-II)
Neben den für Podsole typischen Anreicherungs- und Verarmungshorizonten findet man bei diesem Subtyp im Oberboden deutliche Fleckungen, die auf eine Staunässebeeinflussung hinweisen.

5. Hanggley-Podsole (O-Ae-GoBsh-GoBhs-II)
Dieser durch Podsolierungsdynamik geprägte Subtyp schließt an die Torf-Hanggleye unterhalb an. Die fahle Farbgebung und häufig auftretende Spagnum-Polster weisen auf eine starke Beeinflussung durch Hangzugwasser hin; z.T. liegen anmoorige Verhältnisse vor.

II Semiterrestrische Böden

1. Hochlagen-Hanggleye (O-Ah-GoAh-Gor-II)
Typische mittel- bis tiefgründige Hochlagen-Hanggleye zeichnen sich durch hohe Humusgehalte aus. Im Unterboden weisen sie deutliche Marmorierungen auf, während im gut wassergängigen Oberboden Hydromorphiemerkmale zumeist fehlen.

2. Podsol-Hanggleye (O-Aeh-AehGo-Gro-Gor-IIGr)
Bei diesem Subtyp herrschen allgemein fahle Farben im Profil vor. Er ist i.d.R. mittelgründig entwickelt und verfügt über einen markanten, blaugrauen Reduktionshorizont im Unterboden. In besonders nassen Lagen können anmoorige Auflagenhorizonte hinzukommen.

3. Torf-Hanggleye (O-H-AaGo-AhGo-II)
Diese flachgründige und skelettreiche Sonderform verfügt über besonders hohe Humus- und Oxidanreicherungen. Diese müssen durch laterale Zufuhr erklärt werden, weil ein Eluvialhorizont fehlt. Auch Fleckungen oder Marmorierungen als Hinweis auf einen Wassereinfluß sind nicht vorhanden. Der Mineralboden ist von einem mächtigen

Auflagehumuspaket bedeckt.

III Naßböden

Quellmoore und Übergangsmoore

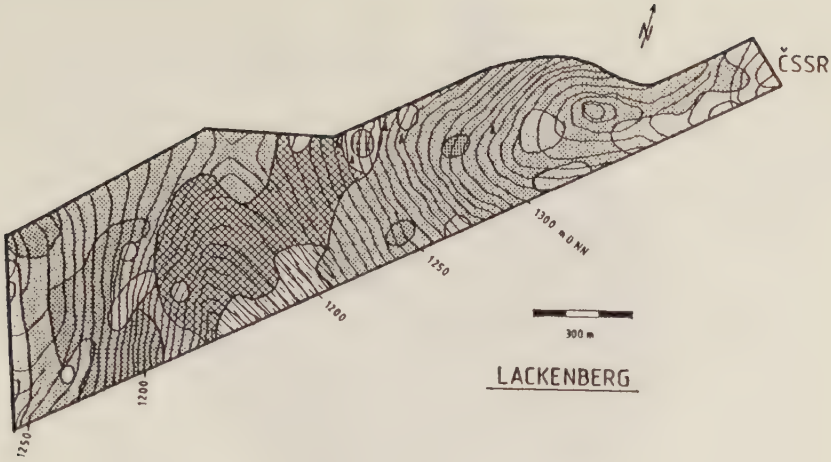
Kleinräumig findet man in den Arbeitsgebieten außerdem noch Regosole und Stagnogleye.

3.2. Bodenvergesellschaftung

Das räumliche Verteilungsmuster der Bodentypen und -subtypen ist in erster Linie durch Höhenlage und Relief vorgegeben (Abb. 24 u. 25). Dieser Zusammenhang wird besonders gut bei den Hochlagen-Podsolen erkennbar, deren Verbreitung fast nur auf flache Gipfelplateaus beschränkt ist. Auf diesen Verebnungen bleibt der Schnee strahlungsklimatisch bedingt regelmäßig bis in den Juni hinein liegen, und das freiwerdende Schmelzwasser wird nur langsam über den Boden abgeführt. Die damit verbundenen lang anhaltenden Naßkaltphasen behindern die mikrobiellen Zersetzungsvorgänge, weshalb sich eine biologisch inaktive Rohhumusauflage (C/N ca. 27) ausbilden kann. Zugleich entstehen vermehrt niedermolekulare Huminstoffe, welche sehr mobile metall-organische Komplexe aufzubauen vermögen. Als Folge der ablaufenden Stoffverlagerung bilden sich die bekannten Podsolierungsmerkmale aus.

In den anschließenden Hangpartien wird dieser Bodentyp von Braunerde-Podsolen abgelöst. Ein rascheres Ausapern im Frühjahr und ein günstigerer Bodenwasser- und Lufthaushalt fördern offenbar die Tätigkeit der Mikroorganismen und Bodenwühler, denn die Humusform dieser Böden tendiert in Richtung Moder. Die verstärkte Humusumsetzung und -vermischung kann zu einer Maskierung der Eluvialhorizonte führen, so daß diese z.T. morphologisch nur abgeschwächt in Erscheinung treten.

Weiter hangabwärts setzen schließlich ab ca. 1150-1200 m ü. NN die Podsol-Braunerden ein, bei denen die Fe- und Al-



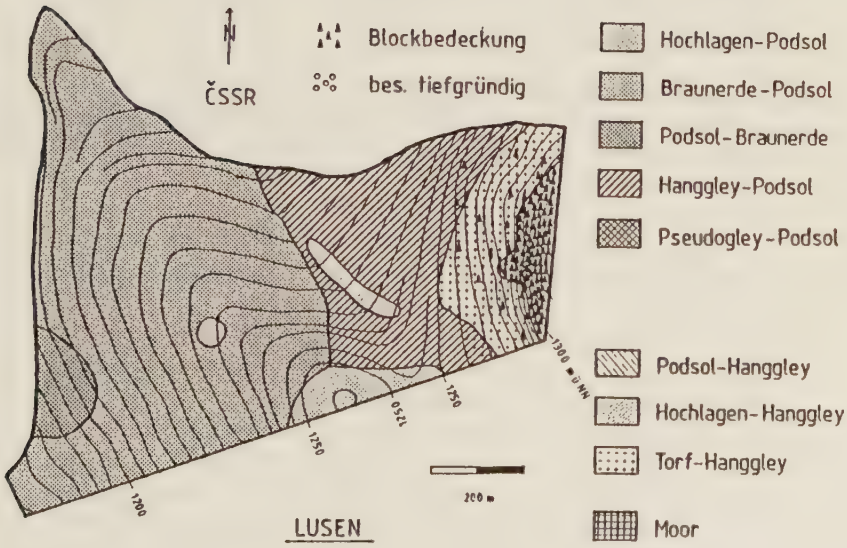


Abb. 24: Bodenvergesellschaftung in den Hochlagenarealen an Lusen und Lackenberg.

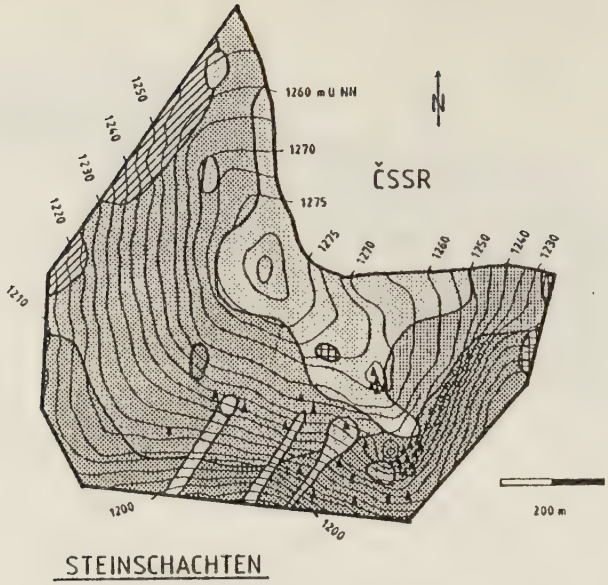


Abb. 25: Bodenvergesellschaftung im Hochlagenareal am Steinschachten (Legende s. Abb. 24).

Verlagerung in den Hintergrund tritt. Die mittel- bis tiefgründigen Bodenverhältnisse haben günstigere Standortbedingungen zur Folge, weshalb der Buchenanteil hangabwärts rasch zunimmt.

Die sehr humosen Podsol-Braunerden entsprechen den schokoladenbraunen Waldböden von PELISEK (1969). Er ordnet sie den Braunen Gebirgsböden zu, welche an die Zone der humusreichen Gebirgspodsole unterhalb anschließen. Nach ELLING u.a. (1987) sind sie den Hochlagenböden zuzurechnen, weil sie noch nicht das typisch krümelig-lockere Gefüge der unterhalb einsetzenden Lockerbraunerden besitzen.

Die Verbreitung der Bodentypen wird ferner durch die Exposition modifiziert. Am deutlichsten ist dies im Kartiergebiet am Steinschachten zu erkennen, wo die Obergrenze der Podsol-Braunerden mit zunehmender Südexposition und Reliefversteilung um rund 50 Höhenmeter ansteigt. Gemeinsam mit den erhöhten Gefällewerten bewirkt die intensivere Sonneneinstrahlung ein rascheres Abtrocknen der Böden, so daß diese Standorte über einen besonders günstigen Luft- und

Wasserhaushalt verfügen (Abb. 25).

Keine derartigen Abhängigkeiten von Exposition und Höhenlage findet man bei den semiterrestrischen Böden. Ihr Vorkommen ist in erster Linie an austretendes Grundwasser und an Hangzugwasser gebunden.

C Ergebnisse der Baumschadensansprachen

Im September 1987 wurde der Schädigungsgrad der Bäume im Umkreis der untersuchten Bodeneinschläge nach dem bereits beschriebenen Verfahren (s. Kap. A 3.3.) von mir aufgenommen.
Im Gipfelbereich des Lackenbergs (Profil A) war die Schadensansprache problematisch, weil auf diesem sehr flachgründigen Standort der stark windwurfgeschädigte Altbestand in Auflösung begriffen ist. Durch die windwurfbedingte Freistellung ist die soziologische Stellung der verbliebenen Bäume aufgewertet worden, so daß das Erscheinungsbild der Fichten meist nicht mit der gegenwärtigen Zuordnung zur jeweiligen KRAFT-Klasse übereinstimmt. Schließlich ist auch nicht von der Hand zu weisen, daß bevorzugt vorgeschädigte Bäume von Windwurf betroffen wurden.

Schwierig gestaltete sich die Schadensansprache auch am Profil Steinschachten D, wo nahezu alle Fichten des Altbestands im vorangegangenen Winter 1986/87 ihren obersten Wipfel durch Schneebruch verloren hatten. Bei der Abschätzung von Entnadelungs- und Vergilbungsgraden mußten daher auch diese Bäume einbezogen werden, sofern nicht mehr als das oberste Drittel des Wipfels davon betroffen war. Erhebliche Schneebruchschäden wurden auch im Umkreis des Profils Lusen E festgestellt.

Eine weitere Schwierigkeit stellte die räumliche Abgrenzung des Gabbrogangs am Lusen dar, dessen Auskartierung mittels Bohrstock nicht möglich war. Damit blieb auch die Auswahl der zu taxierenden Fichten problematisch, weil sie sich nicht eindeutig dem Ausgangsgestein zuordnen ließen. So bleibt offen, ob die besonders stark vergilbten jüngeren Bestände in der Nähe des Gabbro-Pedons (Lusen C) wirklich noch auf basenreichem Substrat oder bereits auf Granit stocken.

Die Fichtenbestände an Lusen und Steinschachten sind nach meinen eher vorsichtigen Schätzungen schwach bis mittelstark geschädigt (Schadklasse 1-2 gemäß der BAYERISCHEN FORSTLI-

	Steinschachten (Gneis) Nadelverluste (%)	Nadelvergilbung (%)
Hochlagen -Podsol (A)	24	6
Braunerde -Podsol (B)	28	4
Braunerde -Podsol (C)	28	7
Podsol -Braunerde (D)	28	1
Hochlagen -Hanggley (E)	22	2
	$\bar{x}$ = 26 ± 12	$\bar{x}$ = 4 ± 4

	Lackenberg (Gneis) Nadelverluste (%)	Nadelvergilbung (%)
Hochlagen -Podsol (A)	22	5
Braunerde -Podsol (B)	20	5
Podsol -Hanggley (C)	16	2
Pseudogley -Podsol (D)	19	6
Braunerde -Podsol (E)	19	4
Hochlagen -Podsol (F)	14	4
	$\bar{x}$ = 18 ± 8	$\bar{x}$ = 4 ± 4

	Lusen (Granit)	
	Nadelverluste (%)	Nadelvergilbung (%)
Torf -Hanggley (A)	28	7
Hochlagen -Podsol (B)	23	3
Podsol -Braunerde (D)	24	10
Braunerde -Podsol (E)	22	11
	$\bar{x}$ = 24 ± 3	$\bar{x}$ = 8 ± 4

	Lusen (Gabbro)	
	Nadelverluste (%)	Nadelvergilbung (%)
Braunerde -Podsol (C)	29	6

Tab. 15: Nadelverluste und Nadelvergilbungen in den 3 Hochlagen-Arbeitsgebieten.

CHEN VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT, 1987). Völlig gesunde Bäume (Nadelverlust 0-10%) wurden von mir nur vereinzelt vorgefunden. Auch Nadelverluste >60% kamen nur selten vor. Die meisten Fichten wiesen einen Entnadelungsgrad von rund 30% auf.
Die Schüttevorgänge haben möglicherweise erst im Laufe der letzten beiden Jahrzehnte eingesetzt, denn noch Mitte der 60er Jahre werden die Hochlagenwälder am Lusen vom damaligen Forstamtsleiter als "durchweg gesund" (v. BÜLOW, 1964, S. 593) bezeichnet.
Etwas niedriger fällt der mittlere Entnadelungsgrad mit 18% am Lackenberg aus (Tab. 15). Diese Unterschiede sind jedoch nicht signifikant und sollen nicht weiter interpretiert werden.

Von Nadelvergilbungen ist die Mehrzahl der angesprochenen Bäume betroffen (Tab. 15). Nur an wenigen Aufnahmepunkten konnte eine nennenswerte Zahl von Fichten ermittelt werden, die davon völlig verschont geblieben war. Nach SCHRÖTER u. ALDINGER (1985) können diese Chlorosen häufig als Folge eines Nährelementmangels interpretiert werden. Wie Nadelanalysen ergaben, ist im Bereich der Hochlagen v.a. mit Magnesiummangel und möglicherweise auch mit einer angespannten Ca- und Zn-Versorgung zu rechnen (BOSCH u.a., 1983; BOSCH, 1986; ZIESAK, 1988). Sieht man die verbreitete Nadelvergilbung als Vorstufe der Entnadelung an, so ist die allgemeine Schütterkeit der Hochlagenbestände letztlich als das Resultat einer schlechten Nährelementversorgung zu deuten.

Da in unmittelbarer Nähe zweier von mir untersuchter Pedons (Lusen C auf Gabbro und Lackenberg D auf Gneis) die Nährelementspiegelwerte von Fichtennadeln untersucht wurden (ZIESAK, 1988), bietet sich ein unmittelbarer Vergleich mit den entsprechenden Kennwerten des Bodens an. Beide Standorte sind als flachgründige Podsole anzusprechen, deren Durchwurzelungstiefe zwischen 40 und 50 cm liegt.
Wie in einem vorangegangenen Abschnitt bereits beschrieben (Kap. B 2.3.2.), ist der Gabbrostandort im Vergleich zum Gneis-Pedon insgesamt erheblich günstiger mit austauschbarem Mg und Ca ausgestattet (Tab. 8). Gegenläufig verhalten sich die Mg-Spiegelwerte in den Nadeln der jeweiligen Bäume, so daß sich für den Gneisstandort eine etwas bessere Mg-Versor-

gung abzeichnet (Tab. 16). Dies gilt v.a. für die älteren Nadeln. Dieser nadelanalytische Befund erklärt die höheren Nadelverluste (29% gegenüber 19%) des Gabbro-Standorts; die Schätzwerte für die Nadelvergilbung beträgt dagegen in beiden Fällen 6% (s. Tab. 15). Daraus ist zu schließen, daß die Mg-Aufnahme der Fichten nicht allein von den austauschbaren Mg-Vorräten des Wurzelraums bestimmt wird.
Zugleich findet man auf dem Gabbro-Standort erhöhte Al-Nadelspiegelwerte. Am deutlichsten wird dies beim jüngsten Nadeljahrgang, während in den 3 1/2 jährigen Nadeln der Spiegelwert durch eine pflanzeninterne Anreicherung weitgehend nivelliert ist und auf beiden Standorten eine ähnliche Größe erreicht. Damit liegt die Folgerung nahe, daß auf dem Gabbrostandort die Mg-Aufnahme in die jüngeren Nadeln durch antagonistische Wirkungen des Al^{3+} behindert wird.

		Mg	Ca	Al
Braunerde-Podsol (Gabbro)	organ. Aufl.	1,6	7,5	0,22
Vorräte (g/m²)	mineral. Ober-boden	7,0	27,6	1,24
	Σ	8,6	35,1	1,46
Nadelspiegel-werte (mg/g)	7/1	0,59	2,64	0,11
	7/3 1/2	0,19	3,42	0,22
Pseudogley-Podsol (Gneis)	organ. Aufl.	3,6	33,1	0,22
Vorräte (g/m²)	mineral. Ober-boden	1,1	2,3	1,44
	Σ	4,7	35,4	1,66
Nadelspiegel-werte (mg/g)	7/1	0,60	2,60	0,06
	7/3 1/2	0,40	5,78	0,17

Tab. 16: Vergleich von Nadelspiegelwerten (ZIESAK, 1988) und Vorräten an austauschbarem Mg, Ca und Al für 2 Hochlagenstandorte. Analysiert wurde jeweils der 1. und 4. Jahrgang vom 7. Wirtel.

Experimentell ist dieser "Verdrängungseffekt" z. B. von JORNS und HECHT-BUCHHOLZ (1985) nachgewiesen.

Ob daneben in den Hochlagen auch phytotoxische Wirkungen des Al^{3+} von Bedeutung sind, kann anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht entschieden werden.

D Hydrologische und hydrochemische Aufnahmen

1. Genetische Zuordnung der untersuchten Wässer

Die detaillierte Interpretation von Bach- und Quellwasseranalysen setzt hinreichende Kenntnisse über die Genese dieser Wässer voraus. Nach APEL u. FAUTH (1977) kann man in den Hochlagen des Bayerischen Waldes generell mit folgenden 3 Aquifertypen rechnen:

- Tiefe Kluftwasserleiter, die im aufgelockerten, obersten Bereich des Anstehenden ausgebildet sind. Dies gilt insbesondere für den Bereich von tektonischen Störungszonen.

- Grundwasserleiter im Bereich der kristallinen Zersatzdecke, die sich reliktisch vor allem in den Verebnungs- und Sattellagen erhalten hat. Nach APEL u. FAUTH (1977) kann dieser Aquifer bis zu 50 m mächtig sein.

- Einen wenig ergiebigen Porengrundwasserleiter kann außerdem die Basisfolge darstellen. Das Wasser wird von diesem Aquifer schwammartig gehalten und nur allmählich nach außen abgegeben. Charakteristisch für diesen Grundwassertyp sind breit gefächerte Quellgebiete und Vernässungszonen.

Das Abflußgeschehen beruht bei spätsommerlichem Niedrigwasser v.a. auf dem grundwasserbürtigen Basisabfluß (=Baseflow; vergl. VEN TE CHOW, 1964; RICHTER u. LILLICH, 1975; HÖLTING, 1980). Daher kann man für Entnahmestellen, die zu diesem Zeitpunkt Wasser führen, eine vorwiegende Grundwasserbeeinflussung annehmen. Dieser Baseflow-Anteil am Abfluß unterliegt erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen.
Daneben finden sich Entnahmestellen, die nur nach Regenfällen und während der Schneeeschmelze ein Abflußgeschehen zeigen. Dies weist auf Speisung durch oberflächennahe Sickerwässer aus der Hauptfolge (Interflow) hin, die bei temporären Fließgerinnen die alleinige Abflußkomponente darstellen. Solche Wässer verfügen nur über eine kurze bo-

deninterne Verweildauer, weil sie durch ein gut dränendes, kohärentes Grobporensystem rasch dem Vorfluter zugeleitet werden. Wie bereits in Kap. B 1. erläutert, wird ein solcher oberflächennaher Abfluß durch die spezifischen Schichtungsverhältnisse der Hochlagenböden begünstigt.
Diese temporären Fließgewässer haben in der Regel kein morphologisch ausgeprägtes Bachbett. Teilweise fließt das Wasser in flachen Mulden über dem Waldboden ab.

Eine weitere Unterteilung der abflußbildenden Grundwasserkomponente ist mit Hilfe des pH-Werts möglich. Bereits FAUTH (1976) hat bei hydrochemischen Aufnahmen (Sommer 1975) im Bereich des Bayerischen Waldes eine bimodale Verteilung der pH-Werte beobachtet, mit einer Häufung bei pH 4,4 und bei pH 6,6. Eine ähnliche Differenzierung ist während Niedrigwasser-Abfluß auch für die grundwasserbürtige Komponente der von mir untersuchten Hochlagengewässer möglich, wobei die entsprechenden Werte bei pH 4,8 und 6,5 liegen. Dieser Befund weist darauf hin, daß in den Hochlagen im wesentlichen 2 genetische Grundwassertypen zum Abfluß beitragen. Die annähernd neutralen Wässer findet man bei Trockenwetter-Abfluß bevorzugt in Bächen, deren NW-SO (herzynisch) orientierter, schluchtartig eingetiefter Oberlauf auf eine tektonische Vorprägung hinweist. Dafür sprechen auch Mylonitisierungsmerkmale, die von PROPACH (1968) im oberen Höllbachtal beobachtet wurden. Wahrscheinlich entstammen daher die neutralen Grundwässer vorwiegend tektonisch angelegten, tiefen Kluftwasserleitern.
Weil der mäßig sauere Grundwassertyp (pH ca. 4,8) vor allem an Quellhorizonte und Vernässungsstreifen gebunden ist, dürfte er gemäß APEL u. FAUTH (1977) dem flachen Aquifer der Basisfolge entstammen. Dieser Wassertyp kann auch als intermediär bezeichnet werden, weil sein Aciditätsgrad zwischen dem der Tiefenwässer und dem der oberflächennahen Sickerwässer (pH um 4,0) einzuzuordnen ist.

Somit lassen sich die Bachwässer in den Untersuchungsgebieten auf 3 Komponenten zurückführen, die mit erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen an der Abflußbildung beteiligt sind: Sickerwässer der Hauptfolge, flache Grundwässer und tiefe Grundwässer.
Wie Abb. 26 zeigt, können diese 3 genetischen Wassertypen

auch anhand ihrer hydrochemischen Eigenschaften unterschieden werden können.

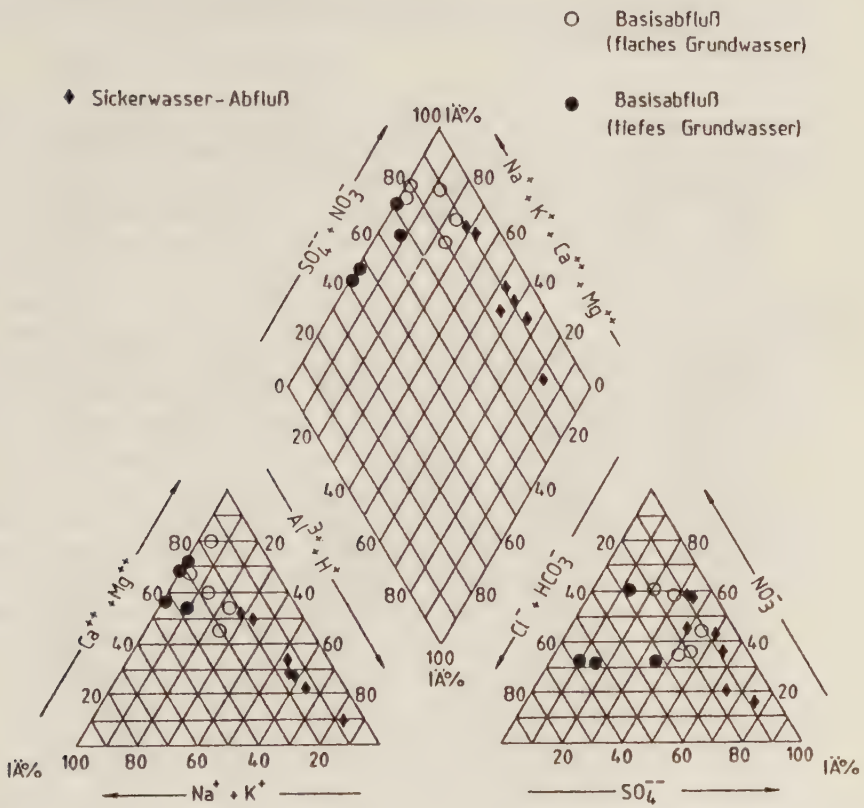


Abb. 26: Typische Ionenzusammensetzung von Hochlagengerinnen des Inneren Bayerischen Waldes bei Sickerwasser- und Grundwasser-Abfluß.

2. Hydrochemische Parameter

2.1. Ionenbilanzen, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und pH-Wert

Die Bachwässer der Hochlagen besitzen allgemein eine sehr geringe Mineralisierung (0,15 bis 0,40 mmol IÄ/l), welche für den Bereich des kristallinen Grundgebirges typisch ist (vergl. FAUTH, 1976; ZÖTTL u.a., 1985; LEHMANN u.a., 1985; FEGER, 1986). Etwas höher ist die gelöste Stofffracht in Wässern des Amphibolitgebiets am Hohen Bogen (vergl. Abb. 27-29).
Bei rund 80% der von mir untersuchten Wasserproben weichen die Ladungssummen von Kationen und Anionen weniger als 10 IÄ% voneinander ab; nur bei 10% der Wässer ist die Differenz größer als 15 IÄ%. Diese erhöhten Ladungsdefizite auf Seiten der Anionen sind höchstwahrscheinlich durch organische Anionen bedingt (DRISCOLL u. NEWTON, 1985), die analytisch nur über DOC- und UV-Messungen erfaßt wurden. Für diese Annahme spricht die Beobachtung, daß die Defizite stets mit einem Kationenüberschuß einhergehen, der mit dem Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) ansteigt. Solche Anionendefizite >15 IÄ% kommen daher nur in Abflüssen mit hohen Anteilen an DOC-reichem, oberflächennahem Sickerwasser vor (vergl. Abb. 27, 28 u. 29).

Erhöhte DOC-Werte wurden in den anmoorigen Granitarealen an Kohlschachten (Entnahmepunkt 13) und Lusen (Entnahmepunkt 6) sowie am Hohen Bogen (Amphibolit, Entnahmestelle 18) ermittelt, wobei der höchste gemessene Wert 20,0 mg/l DOC betrug (Tab. 17). Die hohen Humuskonzentrationen in diesen Wässern waren auch visuell an deren gelblicher Färbung zu erkennen, welche durch photometrische Messungen (bei 436 nm) quantifiziert wurde. Nach SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1984) lassen die vorherrschenden Gelbtöne einen hohen Fulvosäureanteil erwarten.
Die DOC-Konzentrationen in temporären Fließgerinnen von Gneisgebieten (Rachel, Steinschachten, Luchsplatzl) fallen meist etwas niedriger aus.
Noch niedriger sind die humusbürtigen Kohlenstoffanteile

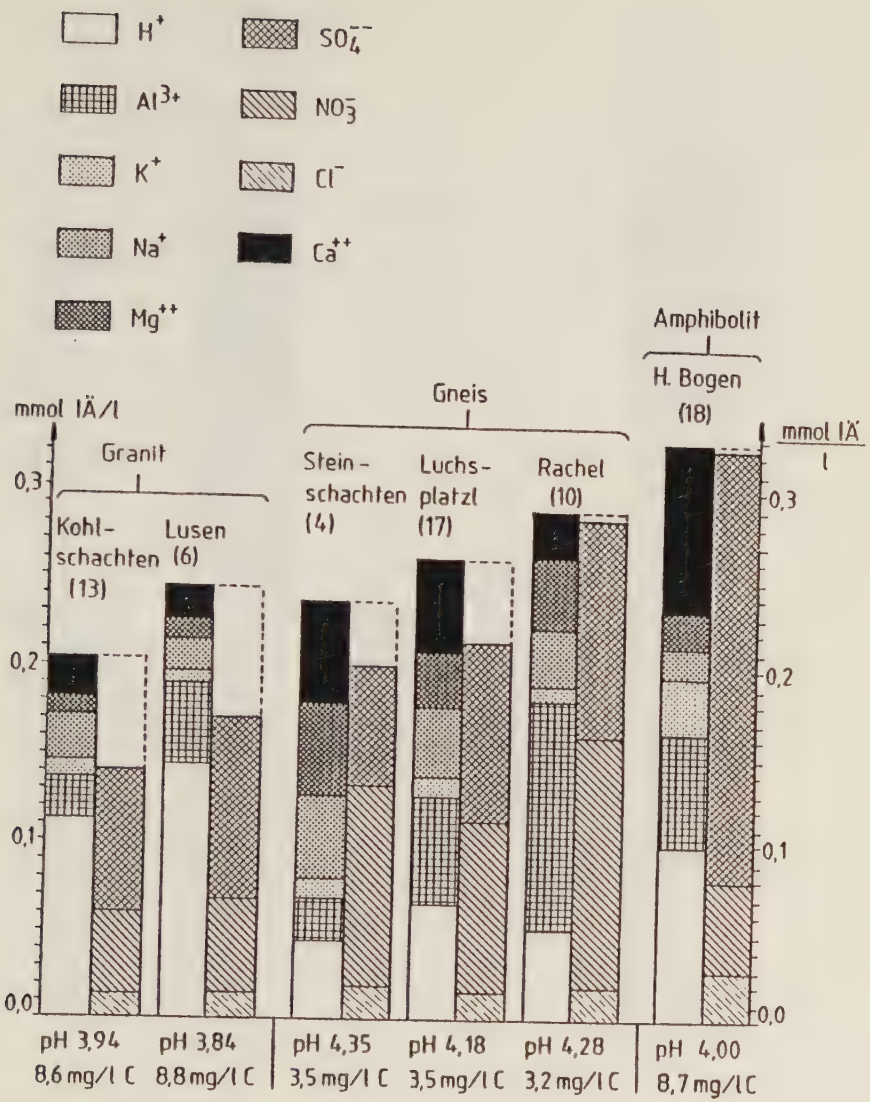


Abb. 27: Anionen- und Kationenzusammensetzung von typischen Sickerwasser-Abflüssen (Schneeschmelze 1987 bzw. 1988) in verschiedenen Hochlagengebieten; die C-Konzentrationen entsprechen dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC).

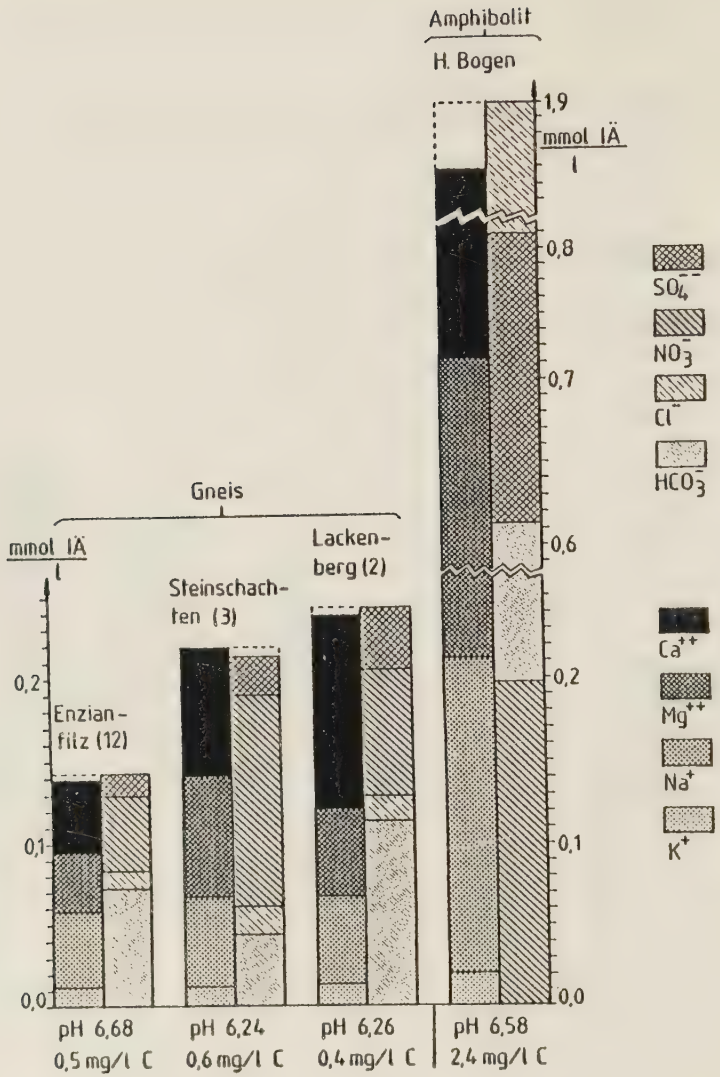


Abb. 28: Anionen- und Kationenzusammensetzung für typische Trockenwetter-Abflüsse (tiefes Grundwasser) in verschiedenen Hochlagegebieten des Inneren Bayerischen Waldes; die C-Konzentrationen entsprechen dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC).

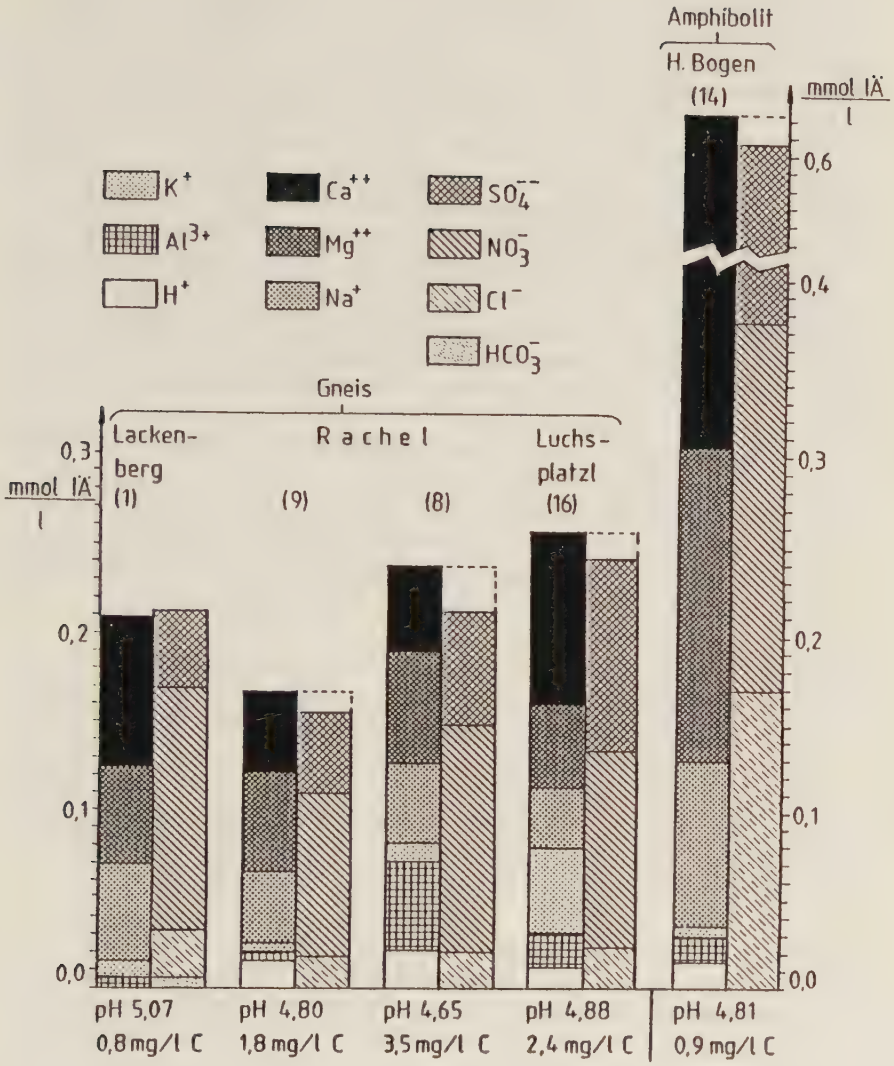


Abb. 29: Anionen- und Kationenzusammensetzung für Trockenwetter-Abflüsse (flaches Grundwasser) in ausgewählten Hochlagengerinnen des Inneren Bayerischen Waldes; die C-Konzentrationen entsprechen dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC).

der intermediären Abflußkomponente und im Tiefenwasser-Abfluß (Tab. 17).
Die im Labor regelmäßig durchgeführte Kontrolle der pH-Geländemessungen ergab bei 15% der analysierten Proben eine Abweichung von über 0,2 Einheiten. Sowohl die sauren wie auch die annähernd neutralen Wässer waren davon gleichermaßen betroffen, weshalb diese Unterschiede nicht allein durch eine Beeinträchtigung des empfindlichen Kohlensäure-Gleichgewichts erklärbar sind. Die möglichen Ursachen können von Kontaminationsvorgängen bis hin zu meßtechnischen Störungen reichen und waren im Einzelfall nicht ermittelbar. Bei stark sauren Wässern ist außerdem zu bedenken, daß infolge der logarithmischen Skala bereits eine Meßungenauigkeit von 1/10 Einheit zu einem beachtlichen Fehler führen kann.
Für die Berechnung der Ionenbilanzen wurde in der Regel der im Labor gemessene pH-Wert verwendet.
Weil bei stärkeren Abweichungen zwischen Labor- und Feldmessungen die im Gelände bestimmte Säure- und Basenkapazität mit erheblicher Unsicherheit behaftet war, sind in Zweifelsfällen die Titrationsergebnisse verworfen worden.

Die Protonenkonzentrationen zeigen einen ähnlichen Bezug zu den Wassertypen wie der DOC-Wert: Die höchsten H^+-Konzentrationen findet man in Abflüssen von Sickerwässern, die niedrigsten in solchen von Tiefenwässern (Tab. 17).
Durch besonders saure Verhältnisse zeichnen sich die temporär wasserführenden Fließgewässer der Granitbereiche aus, während bei den Gneisstandorten der pH-Wert oberflächennaher Bodenwässer nicht unter 4,0 absinkt (Tab. 17).

Der Zusammenhang zwischen Abflußgeschehen und pH bzw. DOC ist am deutlichsten am Hochfichtenbach (Entnahmestelle 12) zu erkennen. Dieser Bach verfügt über einen Trockenwetter-Abfluß, der mit hohen pH- (>6,5) und geringen DOC-Werten (<1,0 mg/l C) verbunden ist. Nach sommerlichen Starkregen kann sich dieses Bild rasch ändern, wenn zunehmend saure und humusreiche Sickerwässer aus der Hauptfolge zum Abfluß gelangen. Der pH-Wert fällt dann sprungartig auf 4,0 ab, während der DOC-Gehalt auf >10,0 mg/l ansteigt (Abb. 30). Fließgerinne, die nur durch Sickerwasser gespeist werden, lassen dagegen im Beobachtungszeitraum relativ geringe pH-

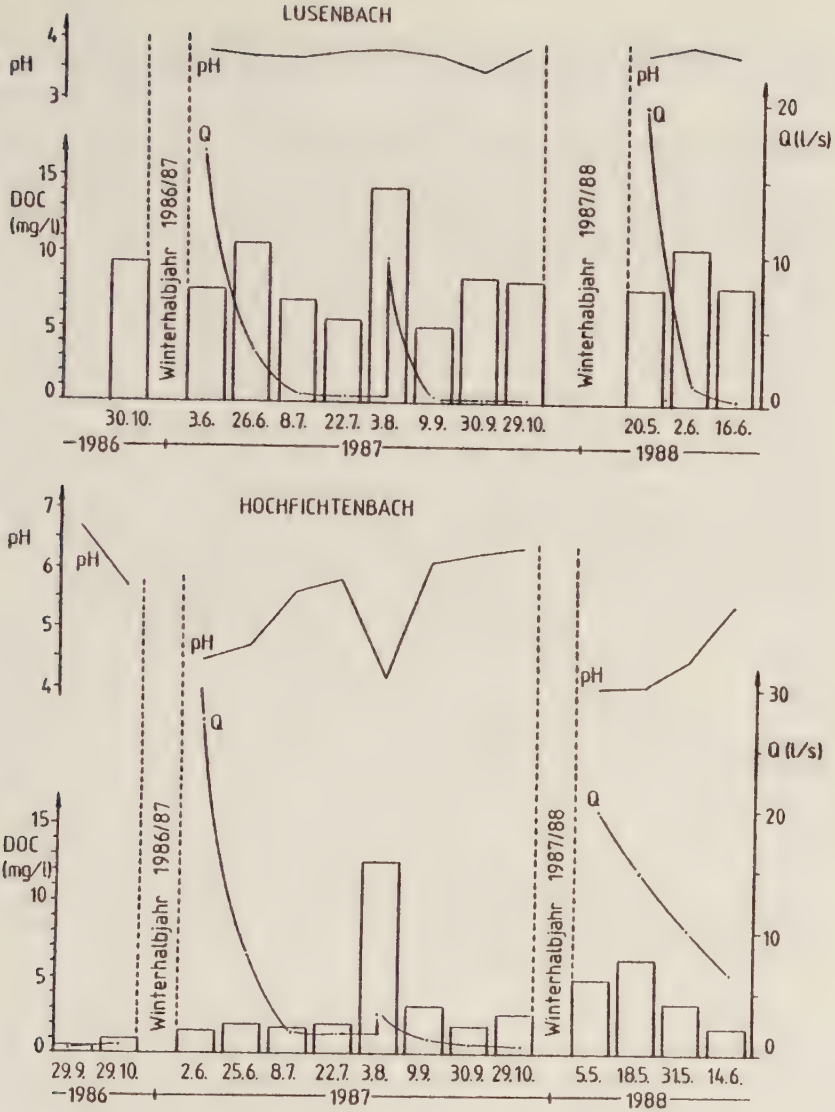


Abb. 30: Abflußverhältnisse, DOC-Konzentrationen und pH-Werte für den nur durch Sickerwasser gespeisten Lusenbach (Entnahmestelle 6) und den durch tiefes Grundwasser und/oder Sickerwasser gespeisten Hochfichtenbach (Entnahmestelle 12) im Beobachtungszeitraum 1986-88.

		pH	DOC	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-
		I - - - - - - - - - - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - - I					
SICKER-WASSER	Amphibolit (n = 4)	$\bar{x}$ = 4,02 3,84-4,31	$\bar{x}$ = 10,98 ± 5,20 8,66-20,00	$\bar{x}$ = 0,87 ± 0,36 0,48-1,24	$\bar{x}$ = 0,91 ± 1,47 <0,10-3,07	$\bar{x}$ = 10,98 ± 5,65 4,36-18,99	
	Granit (n = 20)	$\bar{x}$ = 3,79 3,52-4,06	$\bar{x}$ = 9,65 ± 3,73 5,03-18,10	$\bar{x}$ = 0,56 ± 0,24 0,21-1,17	$\bar{x}$ = 2,29 ± 1,55 <0,10-5,13	$\bar{x}$ = 6,63 ± 2,44 3,46-12,00	
	Gneis (n = 44)	$\bar{x}$ = 4,36 3,98-5,03	$\bar{x}$ = 4,30 ± 2,18 1,46-12,56	$\bar{x}$ = 0,70 ± 0,16 0,39-1,22	$\bar{x}$ = 5,48 ± 2,10 1,42-8,88	$\bar{x}$ = 3,80 ± 1,08 1,93-6,21	
FLACHES GRUND-WASSER	Gneis (n = 60)	$\bar{x}$ = 4,57 4,22-5,58	$\bar{x}$ = 2,96 ± 1,50 0,51-7,19	$\bar{x}$ = 0,76 ± 0,17 0,44-1,34	$\bar{x}$ = 6,71 ± 1,83 2,46-9,89	$\bar{x}$ = 4,08 ± 1,36 2,13-6,98	$\bar{x}$ = 0,10 ± 0,23 0,00-0,98
	Amphibolit (n = 4)	$\bar{x}$ = 4,81 4,74-4,84	$\bar{x}$ = 0,88 ± 0,73 0,21-1,92	$\bar{x}$ = 6,27 ± 0,73 5,18-6,79	$\bar{x}$ = 12,89 ± 0,63 12,40-13,82	$\bar{x}$ = 10,96 ± 0,69 10,38-11,80	
TIEFES GRUND-WASSER	Gneis (n = 34)	$\bar{x}$ = 6,00 5,32-6,68	$\bar{x}$ = 2,20 ± 1,54 0,42-8,76	$\bar{x}$ = 0,73 ± 0,15 0,38-1,10	$\bar{x}$ = 5,56 ± 2,34 2,79-9,53	$\bar{x}$ = 1,78 ± 0,83 0,45-3,89	$\bar{x}$ = 2,56 ± 1,89 0,00-6,95
	Amphibolit (n = 1)	6,58	2,45	38,72	13,42	9,48	24,61

Tab. 17: PH-Werte, DOC- und Anionenkonzentrationen (Mittelwert, Standardabweichung und Konzentrationsspanne) für die verschiedenen Abflußkomponenten von Hochlagengerinnen des Inneren Bayerischen Waldes.

Schwankungen auf niedrigem Niveau erkennen. Stärkere Fluktuationen wiesen dagegen deren DOC-Gehalte auf (Abb. 30). Dieses Zusammenwirken der verschiedenen Abflußkomponenten ist bereits anhand von zahlreichen ähnlichen Studien (z.B. CHEN u.a.,1984; SPITZY, 1985; PUHE u. ULRICH, 1985; HALL, 1987; BAUER u.a.,1987; FEGER u. BRAHMER, 1987) für andere Regionen beschrieben worden.
Sowohl die DOC- wie auch die pH-Werte der Sickerwasser-Abflüsse lassen keinen klaren Bezug zum Ausgangsgestein erkennen, denn tiefe pH-Werte und hohe DOC-Konzentrationen findet

man sowohl in Granitarealen wie im Amphibolitgebiet am Hohen Bogen.

Von ULRICH u. MATZNER (1983) wird die hohe Säurekonzentration bei Hochwasserspitzen auf den direkten Einfluß von sauerem Niederschlagswasser zurückgeführt. Gemäß ihren Vorstellungen durchwandert das infiltrierende Regenwasser den Boden auf grobporigen Sickerbahnen rasch, so daß Austauschvorgänge während dieser Passage kaum ablaufen können.
Ein solcher direkter Zusammenhang zwischen dem pH des Niederschlags und dem des Abflusses wird von ROSENQVIST (1978) nicht bestätigt. Er erklärt den Chemismus von Sickerwässern durch Ionenaustauschvorgänge im Humuskörper, welche mit einer entsprechenden Protonenabgabe bzw. -aufnahme verbunden sind. Daneben kann die Bildung von Chelaten die Säurestärke der Wässer anheben, weil auch hierbei H^+ freigesetzt werden. Für die Hochlagen dürften die Vorstellungen von ROSENQVIST zutreffen, denn die im Frühjahr 1988 für Schneeproben ermittelten pH-Werte (5,5-6,4) zeigen keinen Zusammenhang zum pH-Wert des zugehörigen Ablußgeschehens (pH ca. 4).

Das gleichsinnige Verhalten von Protonen- und DOC-Konzentrationen in den Bachwässern wirft die Frage auf, ob der pH-Wert der Wässer vorwiegend durch die Gehalte an organischen Säuren erklärbar ist. Um das humusbürtige Säurepotential abzuschätzen, seien folgende vereinfachende Annahmen einer Überschlagsrechnung zugrunde gelegt:

- Der gelöste organische Kohlenstoff sei allein an Fulvosäuren gebunden, die zu etwa 50 Gew.% aus Kohlenstoff bestehen (OGNER u. SCHNITZER, 1971).

- Der Anteil der verschiedenen funktionellen Gruppen (v.a. COOH- und OH-Gruppen) entspreche den von OGNER u. SCHNITZER (1971) angegebenen Werten.

- Der von GREGOR u. POWELL (1988) und GAMBLE (1970) für Fulvosäuren ermittelte K_s-Wert von ca. $2,5 * 10^{-3}$ sei gültig.

Eine einfache Berechnung nach dem Massenwirkungsgesetz (vergl. z.B. CHRISTEN, 1985) ergibt, daß bereits ein DOC-Gehalt von 10 mg/l (= ca. 20 mg/l Fulvosäure) die Einstel-

lung auf einen pH-Wert von 3,5 bewirken kann. Dies bedeutet, daß der hohe Säuregehalt der Sickerwässer theoretisch allein durch die organischen Inhaltsstoffe erklärt werden könnte.

Die Anionendefizite der Ionenbilanzen lassen jedoch erkennen, daß nur selten mehr als 50% der Protonen auf organische Anionen zurückgeführt werden können. Dies gilt auch für den Extremfall, daß die organischen Anionen ausschließlich an Säuren gebunden sind. Daher ist selbst in den humusreichen Sickerwässern die H^+-Konzentration vorwiegend durch mineralische Säuren zu erklären. Wie die Anionenzusammensetzung der Sickerwasser-Abflüsse zeigt, kommen dafür v.a. verdünnte Schwefelsäure (schweflige Säure) und Salpetersäure in Frage. Unklar ist, ob diese Säuren unmittelbar der atmogenen Deposition entstammen und den Boden ohne chemische Veränderungen passiert haben. Für die atmogen zugeführte Salpetersäure sind im Wurzelraum eine Reihe von biochemischen und chemischen Umsetzungen zu erwarten, die eine Einbindung des HNO_3-N in den biologischen Kreislauf bewirken (VAN MIEGROET u. COLE, 1985). Auch die in den Boden gelangte Schwefelsäure dürfte chemische Veränderungen erfahren, wobei das SO_4^{2-}-Anion von pedogenen Oxiden und organischen Stoffen adsorbiert und vorübergehend festgelegt werden kann (CHAO u.a., 1963; NODVIN u.a., 1986; ZHANG, u.a., 1987). Diese Transformationsprozesse sind im Einzelnen schwer faßbar und quantifizierbar. Insgesamt dürfte die im Sickerwasser-Abfluß vorhandene Schwefel- und Salpetersäure vorwiegend sekundär im Boden entstanden sein.

Berücksichtigt man allerdings, daß N- und S-Deposition ganz überwiegend anthropogenen Ursprungs sind (BÖTTGER u.a., 1983; CULLIS u. HIRSCHLER, 1980), dann sind die im Sickerwasser-Abfluß auftretenden mineralischen Säuren letztendlich wohl zum Großteil anthropogen zu erklären.

2.2. Anionen

2.2.1. Nitrat

In Sickerwasser-Abflüssen der Granit- und Amphibolitgebiete lagen die NO_3^--Werte im Meßzeitraum stets unterhalb von 5,5 mg/l, während in denen der Gneisbereiche bis zu 9 mg/l NO_3^- gemessen wurden (Tab. 17).
Die zum Abfluß gelangenden Wässer tiefer Grundwasserstockwerke enthalten in Gneisarealen im Durchschnitt 2,3 mg/l NO_3^-, während eine Stichprobe am Hohen Bogen eine NO_3^--Konzentration von 13,4 mg/l ergab. Die auch bei ausgeprägtem Trockenwetter-Abfluß erhöhte Nitratkonzentration im Quellbereich der Kaltenbrunner Seige (Entnahmestelle 3) ist höchstwahrscheinlich dadurch zu erklären, daß hier das Grundwasser an einem Quellmoorfleck austritt. Auf seinem Weg zur Oberfläche wird es vom Quellmoorkörper chemisch überprägt und mit Nitrat angereichert. Ähnlich lassen sich möglicherweise die hohen Nitratkonzentrationen im tiefen Grundwasser am Hohen Bogen erklären
Bei Abflüssen vorwiegend intermediärer Wässer schwanken die NO_3^--Konzentrationen in Gneisgebieten zwischen 2,5 und 10 mg/l. Diese für schwach mineralisierte Wässer hohen Werte haben zur Folge, daß 50 bis 60 IÄ% der negativen Ladung auf dieses Anion entfallen. Im Vergleich dazu erreichen die NO_3^--Anteile in den Tiefenwasser-Abflüssen der Gneisgebiete i.d.R. nur 30 IÄ% (vergl. Abb. 26 u. 31).
Jahreszeitliche Schwankungen der NO_3-Konzentrationen kann man bei den meisten der perennierenden Hochlagengerinne beobachten. Sie beruhen nur teilweise auf wechselnden Grund- und Sickerwasser-Anteilen sondern werden auch durch die Nährstoffaufnahme der Vegetation beeinflußt. Dies erklärt, warum die hohen Nitratwerte der Schneeschmelze während der sommerlichen Vegetationsperiode deutlich zurückgehen; erst im Spätsommer steigen die Konzentrationen erneut an. Zu diesem Zeitpunkt nimmt der N-Bedarf der Vegetation wieder ab, während die mikrobielle Nitrifikation bei anhaltend warmer Witterung noch unvermindert ablaufen kann. Ein solcher jahreszeitlicher Effekt ist für das NO_3^- wiederholt

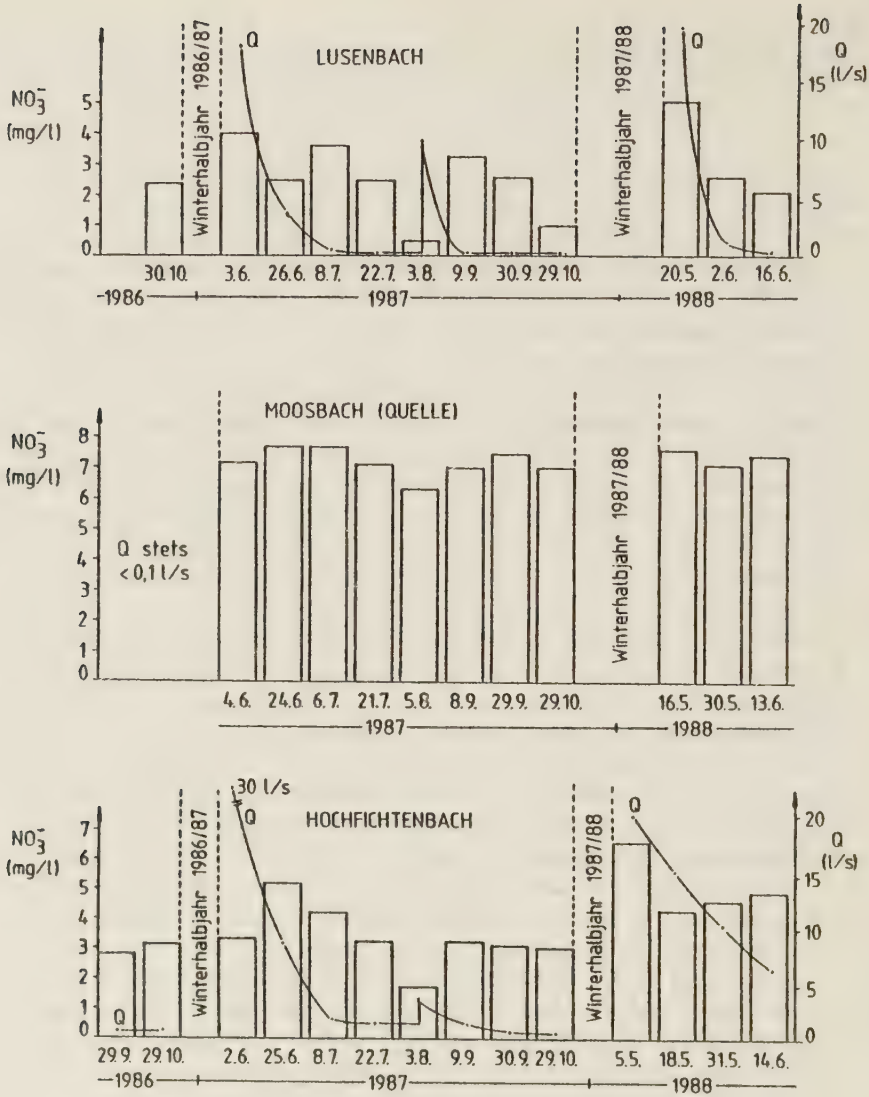


Abb. 31: NO_3^--Konzentrationen von Hochlagengerinnen des Inneren Bayerischen Waldes während des Beobachtungszeitraums 1986-88. Der Lusenbach (Entnahmestelle 6) wird durch Sickerwässer gespeist, der Hochfichtenbach (Entnahmestelle 12) von tiefem Grundwasser und/oder Sickerwasser, die Quelle des Moosbachs v.a. von flachen Grundwässern.

beobachtet worden (z.B. HECKER, 1982; ENGLUND, 1986). Nur geringe saisonale Schwankungen existieren bei den intermediären Wässern, wenn sie unmittelbar an der Austrittsstelle gewonnen werden können und keine Beimengung von Sickerwässern aufweisen (z.B. Quelle des Moosbachs, Abb. 31). Die nahezu unveränderten Nitratkonzentrationen an diesen Entnahmestellen bestätigen die Auffassung, daß diese Wässer flachen Aquifers entstammen, welche sich bereits unterhalb der durchwurzelten Bodenzone befinden. Die ganzjährig hohen Nitratkonzentrationen dieses Wassertyps erklären sich aus der Tatsache, daß eine Grundwasserneubildung vorwiegend im Winterhalbjahr stattfindet, wenn die NO_3^--Werte in den Bodenwässern am höchsten sind (HEIL u. KREUTZER, 1988).

Von einer weitergehenden Interpretation der Meßergebnisse wird abgesehen, weil einerseits 2-4 wöchige Entnahmeintervalle detaillierteren Aussagen Grenzen setzen und weil zudem wichtige Rahmengrößen (v.a. hydrologische und meteorologische Parameter) nicht verfügbar sind. Deren Bedeutung für die Interpretation von Bachwässern sei anhand einiger Beispiele erläutert:

- Die Stoffkonzentration der Bachwässer kann z.B. durch das Witterungsgeschehen beeinflußt werden. In niederschlagsarmen Perioden, wenn die Perkolation durch hohe Verdunstungsraten unterbunden ist, werden die mit dem Regen in den Boden gelangten Stoffe zunächst dort gespeichert. Auch die durch Mineralisierung und Verwitterung freigesetzten, potentiell wasserlöslichen Substanzen akkumulieren sich während Trockenphasen im Solum. Erst wenn der Boden nach ausreichenden Niederschlägen wassergesättigt ist, werden diese Stoffe mit dem Überschußwasser abgeführt. Dies kann zu einem erheblichen Konzentrationsanstieg in den Bachwässern führen (CHRISTOPHERSEN u. WRIGHT, 1981; CHRISTOPHERSEN u.a., 1982).

- Zu Beginn der Schneeschmelze werden die im Winterhalbjahr im Schnee angereicherten Stoffe oft rasch freigesetzt, so daß in den ersten Schmelzwässern besonders hohe Elementkonzentrationen zu finden sind (ENGLUND, 1986; JOHANNESSEN, u. HENRIKSEN, 1987). In einer späteren Ablationsphase

wirkt das Schmelzwasser dagegen eher verdünnend, wie auch eigene stichprobenartig durchgeführte Schneeanalysen (Tabellen im Anhang) bestätigen.

- Konzentrationsschwankungen der Bachwässer können auch eine wechselnde Stofffracht der Niederschläge widerspiegeln. In niederschlagsarmen Perioden akkumulieren trocken deponierte Stoffe auf den Vegetationsoberflächen. Mit einsetzenden Regenfällen ist dann ein entsprechend hoher Gehalt im Bestandsniederschlag zu beobachten, mit dem diese Stoffe ins Sickerwasser und in den Abfluß gelangen.

- Von Bedeutung sind auch die hydropedologischen Gegebenheiten (Porenverhältnisse, Leitfähigkeiten) eines Einzugsgebietes. Kann der infiltrierte Niederschlag besonders rasch über die Grobporen abgeführt werden, so laufen bodeninterne Ionenaustauschvorgänge unter Umständen nicht vollständig, d.h. bis zur Erreichung des chemischen Gleichgewichts, ab.

- Schließlich kann bei Nährelementen die Konzentration in den Sicker- und Bachwässern durch Pflanzenentzug beeinflußt werden.

2.2.2. Sulfat

Ähnlich wie pH und DOC weist die Sulfatkomponente in den 3 Wassertypen jeweils charakteristische Größenordnungen auf. Die höchsten SO_4^{2-}-Konzentrationen finden sich im Abfluß von Sickerwässern, in denen Spitzenwerte bis zu 19 mg/l (Entnahmestelle 18) gemessen wurden. Bis zu 80 IÄ% der negativen Ladung könne auf dieses Ion entfallen (vergl. Abb. 26, 27). Verglichen mit den Verhältnissen der Granit- und Amphibolitgebiete sind die SO_4^{2-}-Konzentrationen im oberflächennahen Interflow-Abfluß der Gneisareale absolut wie auch prozentual deutlich geringer. Ihr Anteil schwankt dort zwischen 35 und 50 IÄ%.
Die Tiefenwasser-Abflüsse der Gneisgebiete verfügen über

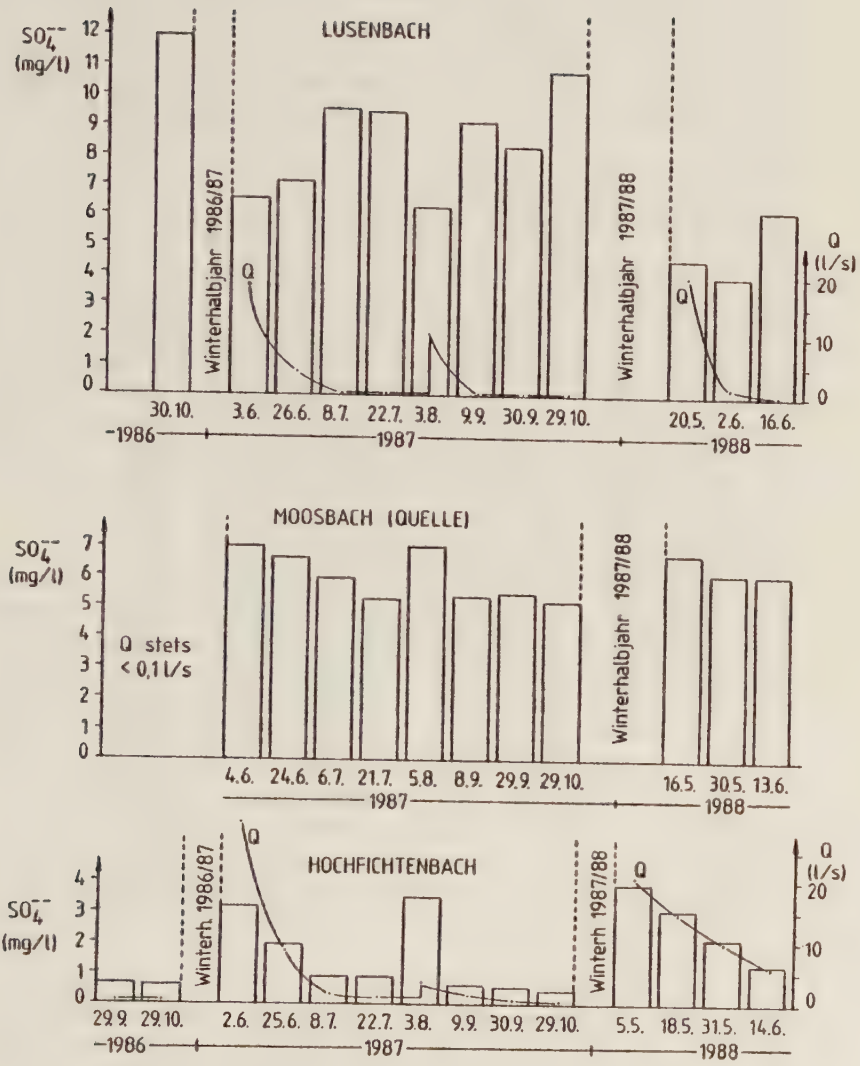


Abb. 32: SO_4^{2-}-Konzentrationen und Abflußverhältnisse für ausgewählte Hochlagengerinne des Inneren Bayerischen Waldes im Untersuchungszeitraum 1986-88.

SO_4^{2-}-Konzentrationen von <2 mg/l. Dieses geringe Niveau wird wiederum vom Grundwasserabfluß am Hohen Bogen mit ca. 9,5 mg/l SO_4^{2-} weit übertroffen.
Das Sulfat-Anion spielt für die Ionenbilanz der tiefen Grundwässer eine untergeordnete Rolle, weil nur Ladungsanteile zwischen 10 und 15 IÄ% erreicht werden (vgl. Abb. 26 u. 28).
Die intermediären Wässer flacher Aquifers nehmen eine Zwischenstellung ein (Tab. 17, Abb. 29).

Der Zusammenhang zwischen SO_4^{2-}-Konzentrationen und den genetischen Wassertypen soll wiederum am Beispiel des Hochfichtenbachs (Entnahmestelle 12) verdeutlicht werden: Bei Hochwasserspitzen und vorherrschendem Sickerwasserabfluß erreichen die SO_4^{2-}-Konzentrationen dieses Bachs regelmäßig Maximalwerte (Abb. 32). Mit sinkenden Wasserständen gehen sie im Laufe des Sommers auf <1,0 mg/l zurück, weil das Abflußgeschehen zunehmend von sulfatarmen Tiefenwässern dominiert wird.
Fließgerinne, die nur durch oberflächennahe Perkolationswässer gespeist werden, lassen auf höherem Niveau ebenfalls SO_4^{2-}-Konzentrationsschwankungen erkennen. Diese beruhen jedoch nicht auf wechselnden Grund- und Sickerwasser-Anteilen, sondern sind in Bezug zu den Niederschlagsverhältnissen zu setzen. So ging am 3.8.1987 nach einem sommerlichem Starkregen die Sulfatkonzentration im Sickerwasser-Abfluß am Lusen (Entnahmestelle 6) auf 6,3 mg/l SO_4^{2-} zurück. Weil zu diesem Zeitpunkt die Sulfatfracht im Bestandsniederschlag mit ca. 2,5 mg/l SO_4^{2-} (HEIL u. KREUTZER, 1988) nur gering war, ist der Konzentrationsrückgang als Verdünnungseffekt zu interpretieren. Für diese Deutung spricht auch die zu diesem Zeitpunkt besonders niedrige Cl^--Konzentration (vgl. Abb. 33).

Die SO_4^{2-}-Werte der von HECKER (1982) im Bereich des Nationalparks Bayerischer Wald analysierten Bachwässer stimmen mit meinen Resultaten größenordnungsmäßig überein. Allerdings ist nur für einen Entnahmepunkt (Kaltenbrunner Seige, Entnahmestelle 5) ein direkter Vergleich der Meßreihen möglich. Bei dieser Gegenüberstellung sind methodisch bedingte Abweichungen zu berücksichtigen. Vergleichsmessungen ergaben, daß bei der von HECKER (1982) verwendeten kolorime-

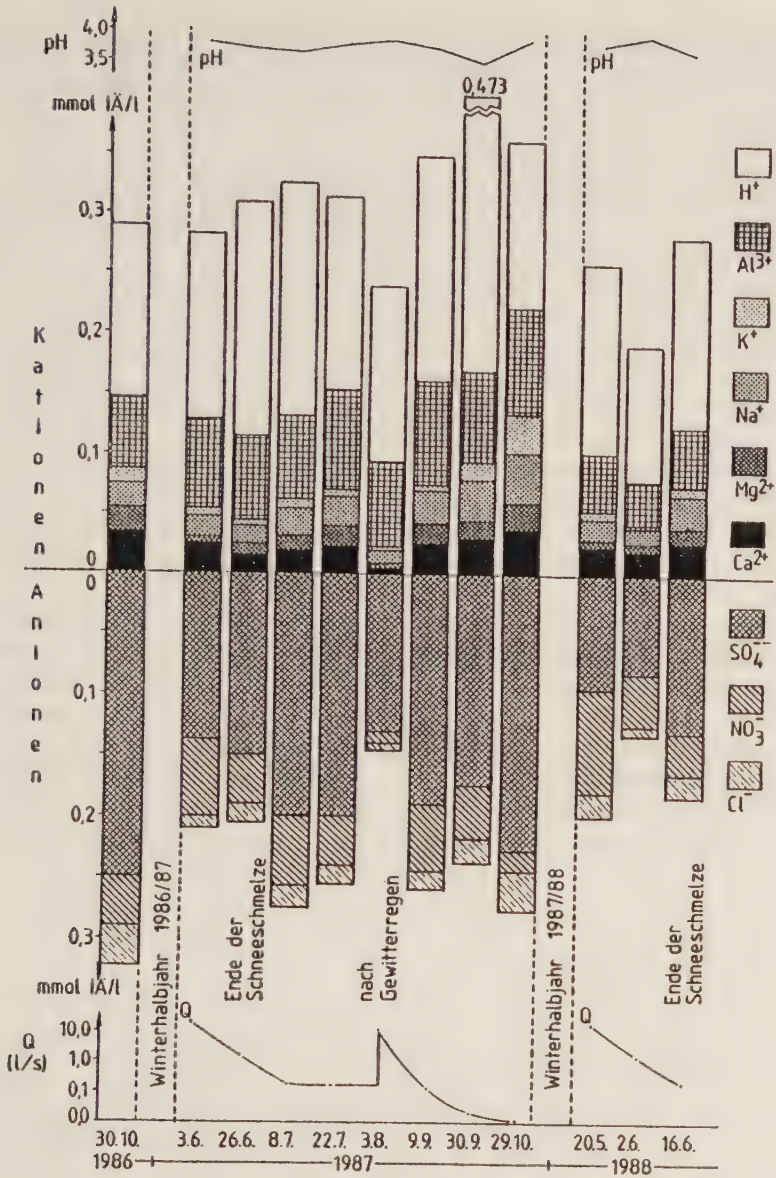


Abb. 33: Hydrochemische und hydrologische Verhältnisse für den durch Sickerwasser gespeisten Lusenbach während des Beobachtungszeitraums 1986-88.

trischen Methode (TECHNICON Autoanalyzer II) die SO_4^{2-}-Konzentrationen im Durchschnitt rund 35% höher ausfallen als bei dem von mir verwendeten ionenchromatographischen Verfahren.

Für einen hydrochemischen Vergleich tiefer Grundwässer sind ferner die bei ausgeprägten Niedrigwasserverhältnissen im Herbst 1976 durchgeführten hydrochemischen Bachwasseraufnahmen von APEL u. FAUTH (1977) geeignet. Zu diesem Zeitpunkt war nur in 4 von 17 Hochlagenbächen ein SO_4^{2-}-Gehalt >0,1 mg/l nachzuweisen. Bei einer ähnlichen Abflußsituation (Ende Sept. 1986) enthielten dagegen die von mir analysierten Wässer wenigstens 0,6 mg/l SO_4^{2-}. Auch in diesem Fall gibt es einen gemeinsamen Aufnahmepunkt (Wasserversorgung Waldschmidt-Haus, Entnahmestelle 7), der von mir sporadisch aufgesucht wurde. Waren hier im September 1976 weniger als 0,1 mg/l SO_4^{2-} zu finden, so schwankten die SO_4^{2-}-Konzentrationen während meiner Untersuchungstermine zwischen 4,7 und 3,3 mg/l.
Die unterschiedlichen Konzentrationsniveaus der beiden Meßreihen sind wahrscheinlich nicht allein durch die abweichende Analysenmethodik zu erklären. Möglicherweise zeichnet sich darin eine beginnende Sulfatbelastung der tiefen Grundwasserstockwerke durch deponiertes atmogenes Sulfat ab, wie sie andernorts bereits nachgewiesen worden ist (KRIETER u. HABERER, 1985). Auch eine in den letzten Jahren beschleunigte Mineralisation organischen Sulfats kann dazu beitragen.

2.2.3. Chlorid

Im Untersuchungszeitraum schwankten die Cl^--Konzentrationen der Hochlagenbäche im Gneis- und Granitbereich allgemein zwischen 0,2 und 1,3 mg/l. Da ähnliche Konzentrationen auch für den Bestandsniederschlag der Hochlagen festgestellt worden sind (HÜSER u. REHFUESS, 1988), dürfte der Chloridanteil dieser Bachwässer primär depositionsbedingt sein. Damit läßt sich die Cl^--Fracht der Hochlagengewässer letztendlich auf Seesalz-Aerosol zurückführen, das über den Ozeanen durch Meerwasserspray und Verdunstung in die Atmosphäre gelangt

(BLÜTHGEN u. WEISCHET, 1980). Ohne nennenswerte Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix einzugehen, gelangt dieses Anion mit dem perkolierenden Bodenwasser in den Untergrund und weiter in den Vorfluter. Wegen dieser chemischen Eigenschaften ist das Cl^--Ion als natürlicher Tracer zu betrachten. Es ist z.B. von BENECKE (1979) zur Berechnung von Verdunstungsraten herangezogen worden.

Die stärksten Konzentrationsschwankungen (0,2-1,2 mg/l Cl^-) ergeben sich für Sickerwasser-Abflüsse (Tab. 17). Dies kann durch wechselnde Chloridfrachten der Niederschläge sowie durch die jahreszeitlich schwankenden Evapotranspirationsraten zufriedenstellend erklärt werden.
Auf einen verdunstungsbedingten Konzentrationseffekt weist die Beobachtung hin, daß in temporären Gerinnen mit versiegendem Abfluß die höchsten Cl^--Konzentrationen (1,2 mg/l) zu verzeichnen sind (Abb. 34). Dieser Effekt spielt wahrscheinlich auch für die insgesamt etwas höheren Cl^--Werte (ca. 0,8 mg/l) der intermediären Wässern eine Rolle, obwohl hier eindeutige saisonale Konzentrationsschwankungen fehlen. Die etwas geringeren Cl^--Konzentrationen der Tiefenwasser-Abflüsse (ca. 0,5 mg/l Cl^-) erklären sich wohl daraus, daß eine Grundwasserneubildung in unseren Breiten bevorzugt im Winterhalbjahr stattfindet, wenn das infiltrierende, Cl-arme Regen- und Schmelzwasser ohne nennenswerte Verdunstungsverluste bis in den tiefen Untergrund perkolieren kann.
Der mittlere Ladungsanteil des Cl^- schwankt bei den intermediären Wässern zwischen 10 und 12 IÄ%, während in tiefem Grundwasser und bei Sickerwässern fast immer <10 IÄ% auf dieses Anion entfallen (Abb. 26-29).

Die Cl^--Konzentrationen im Sickerwasser-Abfluß des Amphibolitgebiets ähneln der von Gneis- und Granitarealen; in den beiden Grundwasserkomponenten dieses Areals findet man jedoch ungewöhnlich hohe Chloridwerte (bis zu 39 mg/l Cl^-, s. Tab. 17). Damit entfallen in diesen Wässern bis zu 50 IÄ% der negativen Ladungen auf das Chloridion. Unklar ist, ob die Cl^--Gehalte in diesem Fall geogen oder anthropogen zu erklären sind. Weil sie sich keinem gesteinsbildenden Mineral des Amphibolits zuordnen lassen, ist ein anthropogener Ursprung in Betracht zu ziehen; in der Nähe werden von der Bundeswehr militärische Anlagen unterhalten.

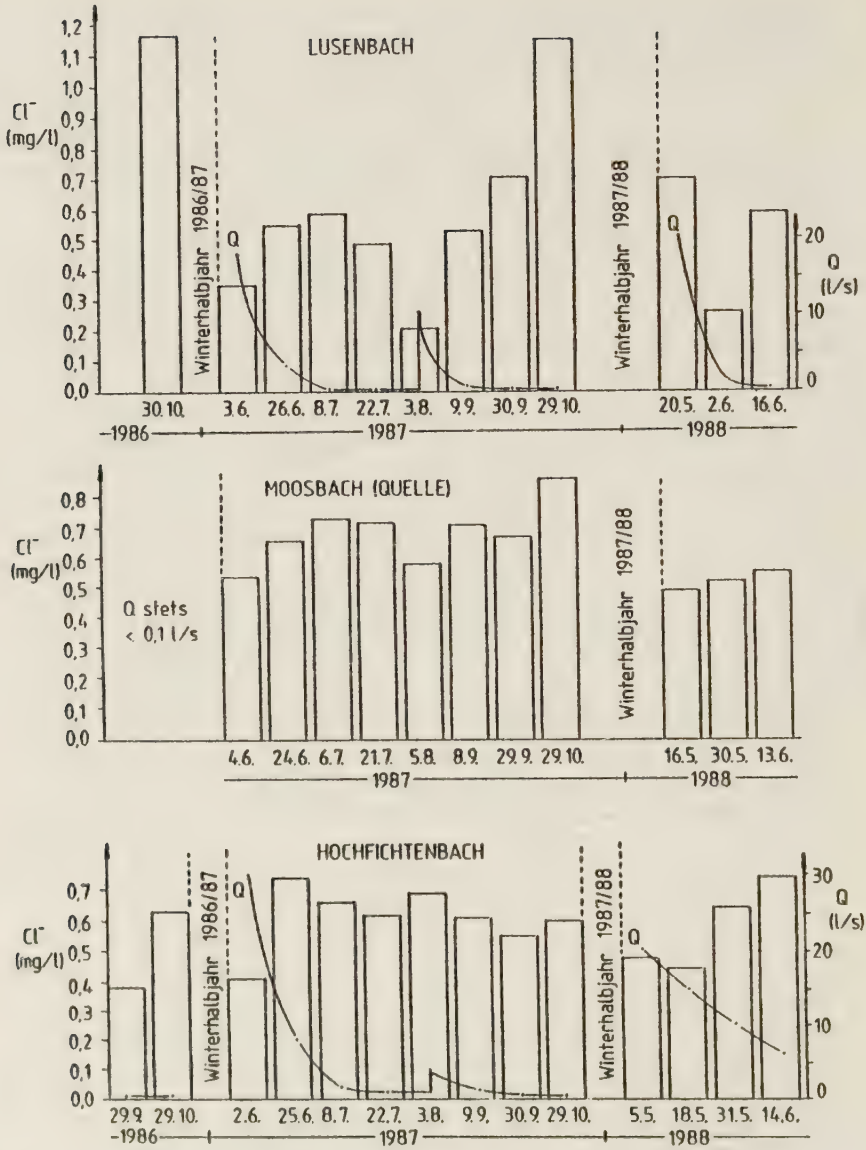


Abb. 34: Cl^--Konzentrationen und Abflußverhältnisse ausgewählter Hochlagengerinne während des Untersuchungszeitraums 1986-88.

Bei den von HECKER (1982) durchgeführten Bachwasseranalysen lagen die Cl^--Konzentrationen fast immer über 1,0 mg/l. In den von mir untersuchten Wässern werden hingegen Cl^--Gehalte von 1,0 mg/l nur in wenigen Fällen erreicht. Ähnlich wie für Sulfat dürfte für diesen Unterschied die abweichende Analysenmethodik verantwortlich sein.

2.2.4. Hydrogencarbonat

Die HCO_3^--Konzentrationen der Bachwässer wurden durch Titration noch im Gelände ermittelt. Eine Überprüfung der erhaltenen Werte anhand der Titrationskurve für Kohlensäure (FACHGRUPPE WASSERCHEMIE, 1971) ergab eine zufriedenstellende Übereinstimmung.
Im stark sauren Milieu der oberflächennahen Wässer fehlt das HCO_3^--Ion völlig, während die bei Niedrigwasser dominierenden tiefen Grundwässer bis zu 7 mg/l HCO_3^- enthalten (Tab. 17). In den intermediären Wässern liegen die Konzentrationen meist im Bereich der Bestimmungsgrenze (ca. 0,1 mg/l HCO_3).
Ladungsmäßig ist dieses Anion in den Tiefenwässern von erheblicher Bedeutung, denn mit rund 50 IÄ% stellt es hier den wichtigsten negativen Ladungsträger dar (vgl. Abb. 35).
Die Säurekapazität, welche etwa mit dem HCO_3^--Gehalt des Wassers identisch ist, bleibt in den Tiefenwässern mit maximal 0,16 mmol IÄ/l sehr gering. Dieses schwache Puffervermögen ist neben der CO_2-Entgasung einer der Gründe, warum in austretendem Grundwasser die pH-Werte absinken, sobald es mit dem sauren Oberboden in Wechselwirkung tritt. Dieser Effekt ist besonders gut an der Kaltenbrunner Seige zu beobachten, wo nach einer Fließstrecke von ca. 250 m der pH-Wert bis zu 1,5 Einheiten zurückgeht (Entnahmestelle 3 u. 5).

Eine Ausnahme stellt wiederum die tiefe Grundwasserkomponente am Hohen Bogen dar, deren HCO_3^--Gehalt 24 mg/l erreicht (Tab. 17).

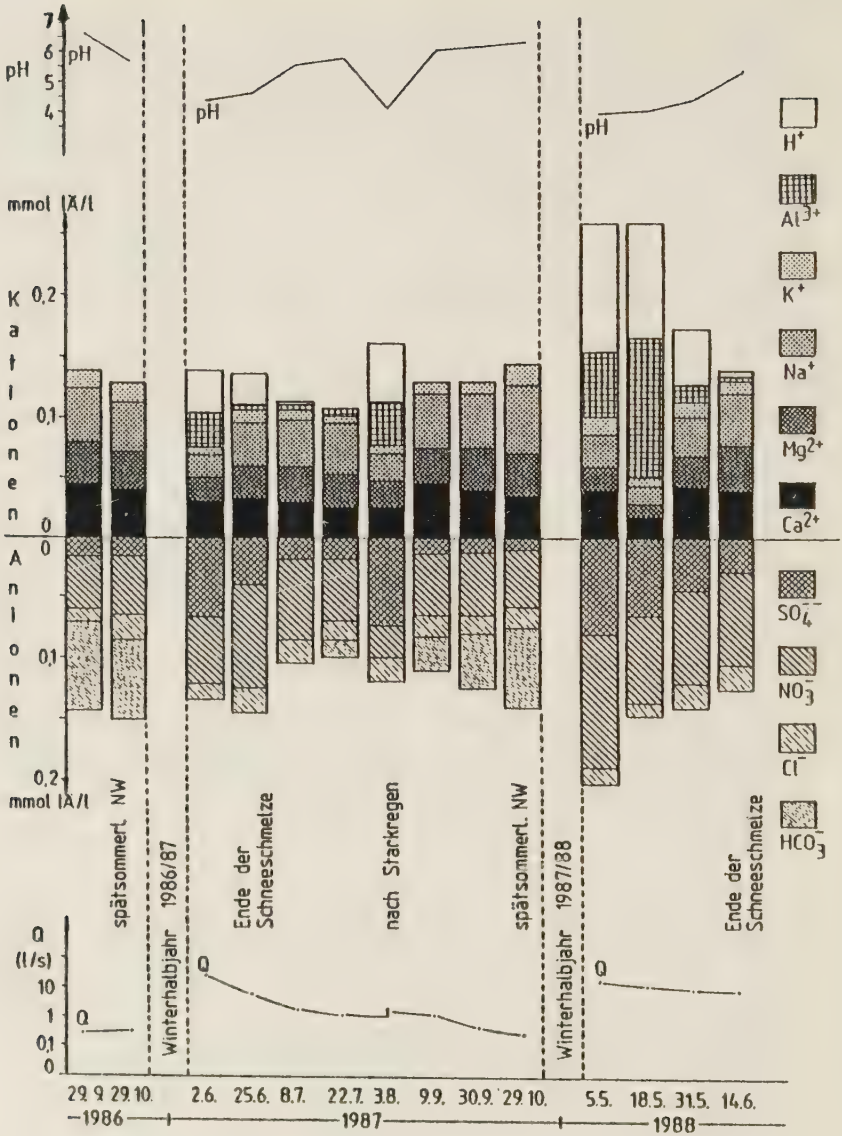


Abb. 35: Chemische Zusammensetzung, pH-Wert und Abflußverhältnisse des von Sickerwasser und/oder tiefem Grundwasser gespeisten Hochfichtenbachs (Entnahmestelle 12) im Beobachtungszeitraum 1986-88.

2.3. Kationen

2.3.1. Magnesium und Calcium

In den Hochlagen-Einzugsgebieten lassen sich die höchsten Mg- bzw. Ca-Konzentrationen in den neutralen Tiefenwasser-Abflüssen nachweisen. Die niedrigsten Konzentrationen (0,05 bzw. 0,09 mg/l) findet man in den stark sauren Sickerwasser-Abflüssen der Granitgebiete, während im Gneis- und Amphibolitbereich die gelösten Mg- und Ca-Anteile in den oberflächennahen Perkolationswässern etwas höher ausfallen (Tab. 18).
Die intermediären Wässer flacher Grundwasserkörper ähneln in ihrer Mg- und Ca-Ausstattung dem Tiefenwasser.
In Abb. 36 bzw. 37 ist der zeitliche Verlauf der Ca- bzw. Mg-Konzentrationen für 3 ausgewählte Hochlagen-Fließgerinne dargestellt.

Die beiden Grundwasserkomponenten sind zu 20-35 IÄ% durch Magnesium und zu 20-45 IÄ% durch Calcium gekennzeichnet. Sickerwässer besitzen demgegenüber nur Ladungsanteile von 2-12 bzw. 1-16 IÄ% (vergl. Abb. 26-29). Dies spiegelt offenbar die geringe Austauschkapazität sowie Mg- und Ca-Sättigung der Hochlagenböden wider, wie sie auch von den wässrigen Extrakten nachgezeichnet wird (s. Kap. B 2.6.). Der Befund bestätigt die Annahme, daß die Sickerwasser-Abflüsse vorwiegend dem durchwurzelten Oberboden entstammen. Schwer zu erklären sind die relativ hohen Mg- und Ca-Anteile (jeweils >20 IÄ%) in den Sickerwasser-Abflüssen am Steinschachten (Entnahmestelle 5), zumal die Kationenaustauschverhältnisse in den Böden dieses Gneisareals sich nicht wesentlich von den Gegebenheiten in den anderen Arbeitsgebieten unterscheiden. Die Konzentrationsschwankungen im Laufe des Beobachtungszeitraums sind v.a. durch das jahreszeitlich wechselnde Abflußgeschehen bedingt. Ein erhöhter Pflanzenentzug während der Vegetationsperiode ist nicht zu erkennen.

Ähnlich geringe Ca- und Mg-Konzentrationen und -Anteile (<5 IÄ% Ca bzw. ca. 10 IÄ% Mg) sind zur Zeit der Schneeschmelze

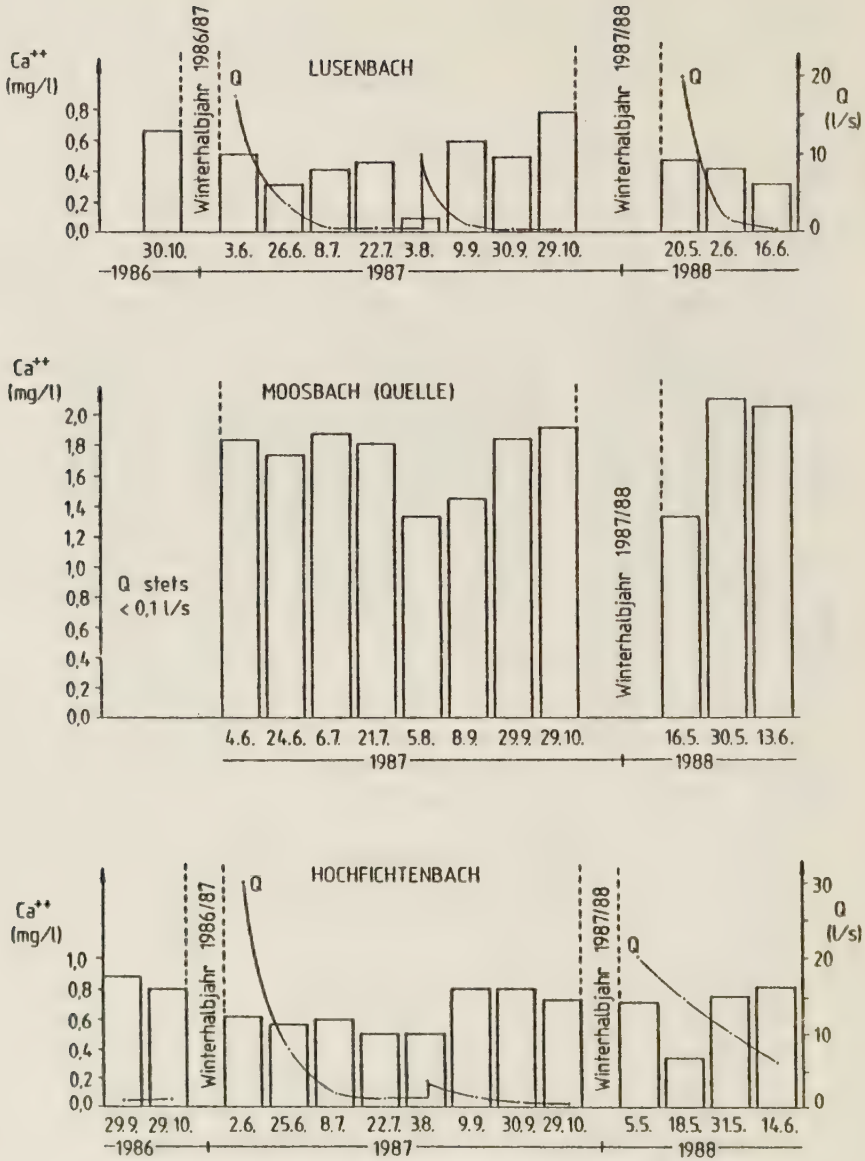


Abb. 36: Zeitlicher Verlauf der Ca-Konzentrationen in ausgewählten Hochlagen-Fließgerinnen des Inneren Bayerischen Waldes (1986-88).

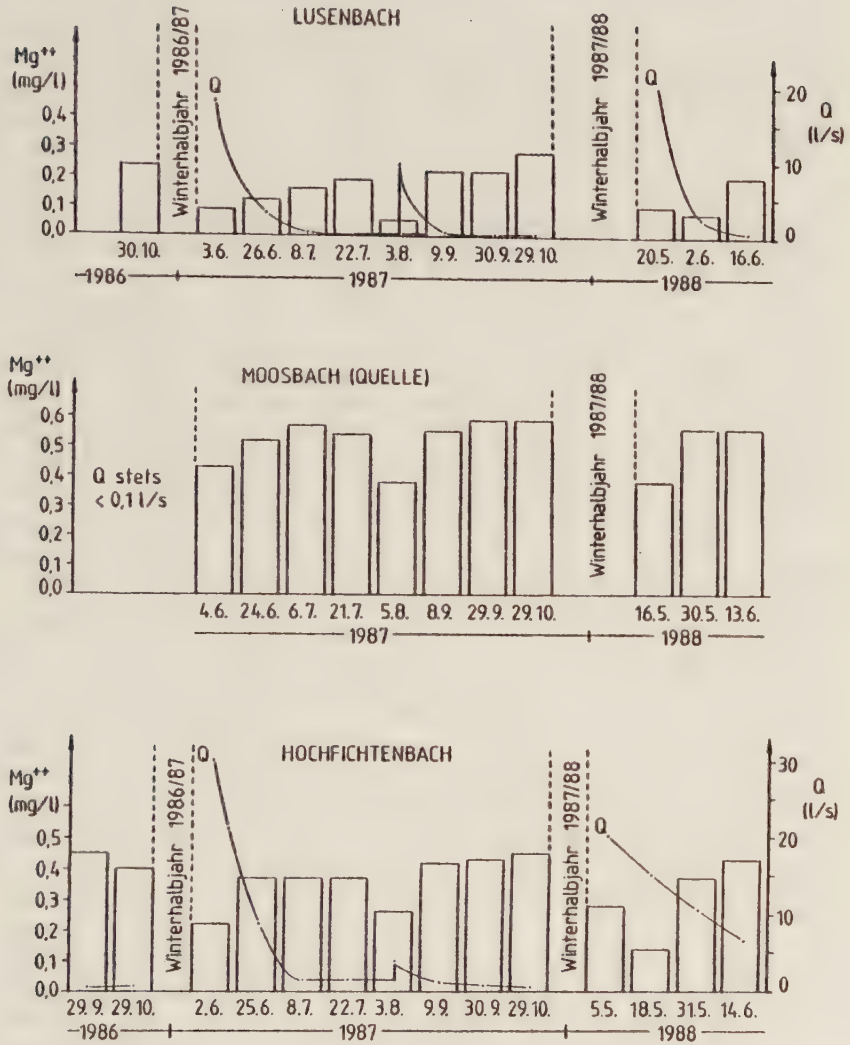


Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der Mg-Konzentrationen in ausgewählten Hochlagen-Fließgerinnen des Inneren Bayerischen Waldes.

		K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_t	Fe_t	Mn_t
		mg/l				µg/l		
SICKER-WASSER	Amphibolit (n=4)	$\bar{x}$ = 1,26 ± 0,65 0,55-2,19	$\bar{x}$ = 0,27 ± 0,09 0,18-0,52	$\bar{x}$ = 0,26 ± 0,13 0,09-0,44	$\bar{x}$ = 1,44 ± 0,67 0,28-2,10	$\bar{x}$ = 491 ± 250 278-828	$\bar{x}$ = 290 ± 107 262-547	$\bar{x}$ = 399 ± 109 12-442
	Granit (n=20)	$\bar{x}$ = 0,30 ± 0,26 0,08-1,28	$\bar{x}$ = 0,49 ± 0,23 0,15-1,16	$\bar{x}$ = 0,14 ± 0,06 0,05-0,28	$\bar{x}$ = 0,42 ± 0,18 0,09-0,76	$\bar{x}$ = 646 ± 252 204-1140	$\bar{x}$ = 218 ± 107 79-455	$\bar{x}$ = 19 ± 8 0-43
	Gneis (n=44)	$\bar{x}$ = 0,37 ± 0,12 0,18-0,84	$\bar{x}$ = 0,84 ± 0,25 0,31-1,73	$\bar{x}$ = 0,45 ± 0,14 0,14-0,70	$\bar{x}$ = 0,99 ± 0,43 0,34-2,56	$\bar{x}$ = 431 ± 355 73-1510	$\bar{x}$ = 57 ± 66 0-292	$\bar{x}$ = 25 ± 14 0-67
FLACHES GRUND-WASSER	Gneis (n=60)	$\bar{x}$ = 0,53 ± 0,40 0,13-1,87	$\bar{x}$ = 0,83 ± 0,23 0,45-1,26	$\bar{x}$ = 0,59 ± 0,12 0,36-0,81	$\bar{x}$ = 1,22 ± 0,59 0,44-2,96	$\bar{x}$ = 418 ± 267 0-1150	$\bar{x}$ = 27 ± 20 0-109	$\bar{x}$ + 23 ± 13 0-56
	Amphibolit (n=4)	$\bar{x}$ = 0,21 ± 0,06 0,18-0,31	$\bar{x}$ = 2,12 ± 0,13 1,95-2,27	$\bar{x}$ = 2,15 ± 0,17 1,90-2,30	$\bar{x}$ = 6,48 ± 0,47 6,00-7,13	$\bar{x}$ = 122 ± 146 0-293	$\bar{x}$ = <10	$\bar{x}$ = 33 ± 9 25-46
TIEFES GRUND-WASSER	Gneis (n=34)	$\bar{x}$ = 0,47 ± 0,09 0,31-0,71	$\bar{x}$ = 1,15 ± 0,15 0,86-1,46	$\bar{x}$ = 0,63 ± 0,16 0,37-0,88	$\bar{x}$ = 1,48 ± 0,58 0,51-2,33	$\bar{x}$ = 38 ± 46 0-164	$\bar{x}$ = 15 ± 30 0-124	$\bar{x}$ = 5 ± 5 0-20
	Amphibolit (n=1)	0,82	4,42	6,33	22,59	<26	17	7

Tab. 18: Kationenkonzentrationen (Mittelwert, Standardabweichung und Konzentrationsspanne) für die verschiedenen Abflußkomponenten von Hochlagengerinnen des Inneren Bayerischen Waldes.

auch in der Oberen Waldnaab gemessen worden (BAUER u.a., 1987). Dieses Einzugsgebiet liegt ebenfalls im Bereich des ostbayerischen Grundgebirges in ca. 800 m ü. NN und ist vorwiegend von Fichtenwäldern bestockt. Zum Untersuchungszeitpunkt dürfte das Abflußgeschehen von Perkolationswässern des Oberbodens gesteuert worden sein.
Für einen hydrochemischen Vergleich oberbodennaher Wässer bieten sich ferner Bachwasseruntersuchungen im Schwarzwald an, die im Frühjahr 1984 ebenfalls während der Schneeschmelze durchgeführt wurden (ZÖTTL u.a., 1985). Die Entnahme-

stellen liegen in bewaldeten Einzugsgebieten, die keine direkten anthropogenen Beeinflussungen erwarten lassen. Es fällt auf, daß in den Gneis- und Granitbereichen des Schwarzwaldes die gelösten Mg- und Ca-Konzentrationen erheblich höher sind als in Fließgerinnen der Hochlagen des Bayerischen Waldes. So variieren die Mg-Konzentrationen im Schwarzwald zu dieser Zeit zwischen 0,8 und 1,1 mg/l und die Ca-Konzentrationen zwischen 3,2 und 5,4 mg/l. Dies entspricht Ladungsanteilen von 19-21 bzw. 53-59 IÄ%.
Teilweise lassen sich diese Unterschiede auf gewisse Abweichungen in der geochemischen Ausgangssituation zurückführen. In dem durch geologisch junge Erosion stärker überprägten Schwarzwald sind die Hangschuttdecken möglicherweise weniger intensiv verwittert und daher noch reicher an Ca und Mg. Ferner mögen zum Zeitpunkt der Entnahme auch Grundwasseranteile in den Schwarzwaldgerinnen eine Rolle gespielt haben. Schließlich kann auch eine relativ geringe Immissionsbelastung (Nitrat und Sulfat) des Schwarzwalds (ZÖTTL, 1987; SCHOEN u.a., 1984)) für die höheren Ca- und Mg-Konzentrationen verantwortlich sein, wenn man daraus eine verminderte Basenauswaschung ableiten kann.
Im Einzugsgebiet der im SW-Harz gelegenen Langen Bramke verfügen Sickerwässer nach HAUHS (1986) über ähnlich geringe Ca- und Mg-Konzentrationen (0,4 bzw. 0,9 mg/l) wie Sickerwasser-Abflüsse in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Auch die entsprechenden Konzentrationen im Grundwasserabfluß (1,9 bzw. 3,6 mg/l) stimmen mit denen unserer Hochlagen-Tiefenwässer überein. Ein Vergleich ist in diesem Fall jedoch nur bedingt möglich, weil sich dieses Einzugsgebiet sowohl im Ausgangsgestein (Quarzit, Sandstein, Tonschiefer) wie auch in der Höhenlage (ca. 600 m ü. NN) und in der Bestockung (ca. 35 Jahre alter Fichtenbestand) von der Situation in den Hochlagen unterscheidet.

2.3.2. Aluminium, Eisen und Mangan

Neben der Bestimmung von Gesamtkonzentrationen wurde für Aluminium und Eisen auch eine Fraktionierung mittels eines Austauschharzes (s. Kap. A 3.2.2.) durchgeführt, welche eine Unterscheidung von labilen und stabilen Bindungsformen gestattet. Diese Unterteilung war insbesondere für das Aluminium nötig, weil es in den Sickerwasser-Abflüssen der Hochlagen meist als Hauptkation vorhanden ist.

In die Ionenbilanzierungen ging das labile Aluminium vereinfachend als monomeres Al^{3+} ein, obwohl auch verschiedene Al-Hydroxide und niedermolekulare organische Al-Spezies in dieser Fraktion vorliegen dürften. Der stabile Al-Anteil wurde dem organisch gebundenen Aluminium zugeordnet, wenngleich wahrscheinlich auch reaktionsträge anorganische Bindungsformen (z.B. polynukleare Al-Spezies) darin enthalten sind.
Entsprechende Bindungsformen lassen sich auch den labilen und den stabilen Eisenanteilen zuweisen.
Für Mangan wurden nur die Gesamtkonzentrationen bestimmt, weil wegen des niedrigen Konzentrationsniveaus eine Fraktionierung in der Regel nicht möglich war.
Von einer rechnerischen Bestimmung der verschiedenen Al-Spezies mit Hilfe von Gleichgewichtskonstanten (LEE, 1985; SULLIVAN u.a.; 1986) wurde abgesehen, da nach SMITH u. HEM (1972) in wässrigen Lösungen sich das chemische Gleichgewicht zwischen den einzelnen Al-Formen nur sehr langsam einstellt; z.T. werden dazu Jahre benötigt.

Weil aus organisatorischen Gründen zwischen der Wasserentnahme im Gelände und der Fraktionierung im Labor bis zu einer Woche verstrich, stellt sich die Frage nach einer Oxidalterung oder chemischen Umsetzung in den Wasserproben. Nach SMITH u. HEM (1972) sind in sauren Lösungen (pH $<4,5$) die Al-Formen über mehrere Wochen weitgehend stabil. Erst über längere Zeiträume sind Polymerisierungsvorgänge zu erwarten, die zur Auskristallisierung von Gibbsit ($Al(OH)_3$) führen. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch CAMPELL u.a. (1986) anhand von Testreihen.
In den von mir gewonnenen Wasserproben sind somit keine

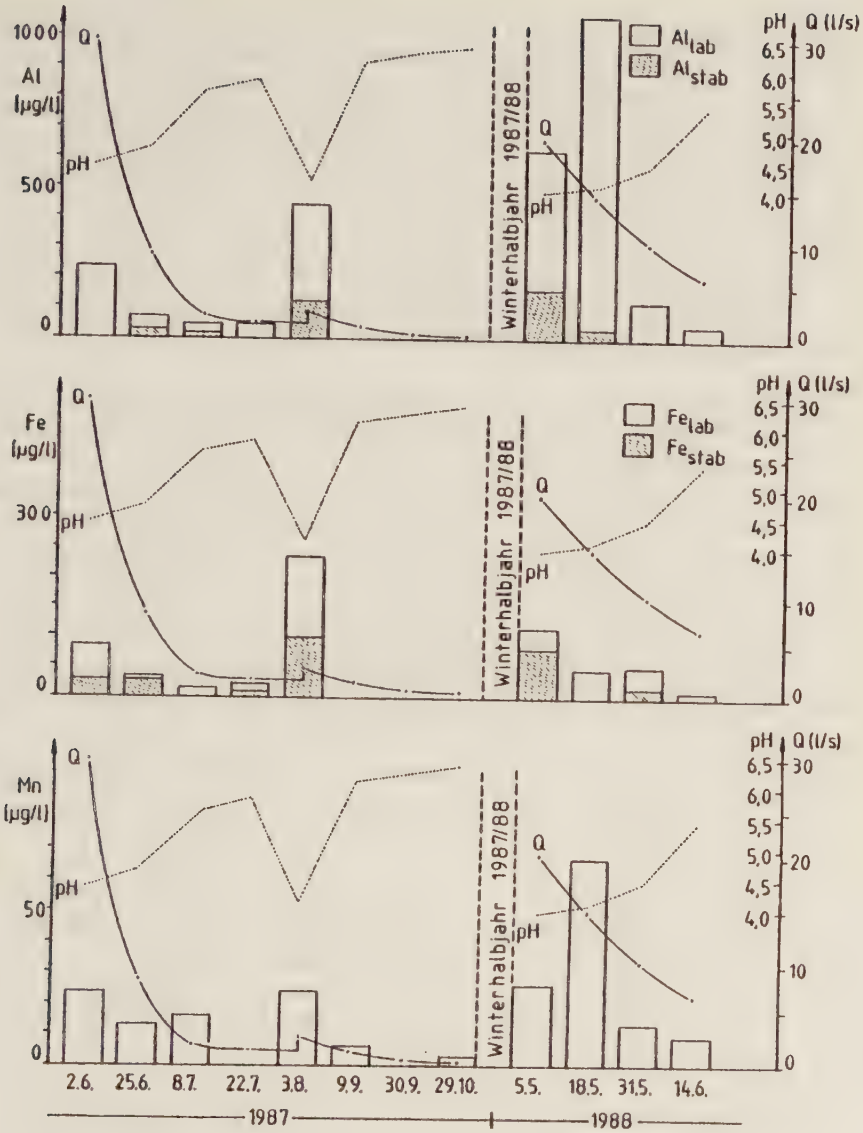


Abb. 38: Al-, Fe- und Mn-Konzentrationen für den Hochfichtenbach (Sickerwasser-/Grundwasser-Abfluß) während des Beobachtungszeitraums 1986-88.

nennenswerten Oxidalterungen zu erwarten, zumal sie bereits wenige Stunden nach der Entnahme in den Kühlschrank bzw. in eine Kühltasche gelangten. Hier verblieben sie bis zur weiteren Verarbeitung. Da bei Referenzmessungen die Al-, Fe- und Mn-Gesamtkonzentrationen im Meßzeitraum konstant blieben, sind zudem Ausfällungsprozesse in den analysierten Wässern unwahrscheinlich.
Dagegen mag bei stark sauren Wässern (pH <4,0) ein gewisser Fraktionierungsfehler auftreten, weil das Austauschharz vor seiner Zugabe nicht auf den jeweiligen pH-Wert der Wasserproben eingestellt wurde.

Die Al_t-, Fe_t- und Mn_t-Konzentrationen variieren in den Tiefengrundwasser-Abflüssen im Bereich der Bestimmungsgrenze (jeweils ca. 20 µg/l).
Die höchsten gelösten Al_t-Konzentrationen enthalten Sickerwasser-Abflüsse, deren Werte bis zu 1500 µg/l (Entnahmestelle 10) betragen können; ein klarer Bezug zum Ausgangsgestein fehlt allerdings. Dies gilt auch für das Fe (Tab. 18). Er zeichnet sich jedoch für das gelöste Mangan ab, denn die Sickerwasserkomponente des Amphibolitgebiets weist im Mittel rund 400 µg/l Mn auf, während die Mn-Konzentrationen im Interflow-Abfluß der Granit- und Gneisbereiche mit maximal 67 µg/l auf einem deutlich tieferen Niveau liegen.
Die Al_t-,Fe_t- und Mn_t-Konzentrationen der intermediären Abflüsse sind zwischen Sickerwasser- und Tiefenwasser-Abfluß einzuordnen.

Ähnliche Fe_t-, Al_t- und Mn_t-Konzentrationen wie in den Sickerwasser-Abflüssen sind bei den Hochlagenböden für die wässrigen Extrakten der B-Horizonte ermittelt worden (s. Kap. B 2.6.). Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, daß der Sickerwasser-Abfluß bevorzugt dieser oberflächennahen Bodenzone entstammt.
Die hohe Al- und Fe-Fracht der Wässer kann durch eine entsprechende Oxidausstattung der mehr oder wenig stark podsolierten Hochlagenböden erklärt werden (s. Kap. B 2.4.). Die leichte Mobilisierbarkeit dieser Elemente beruht einerseits auf dem hohen Angebot an organischen Liganden, andererseits auf dem stark sauren Milieu in diesen Böden. Die oberflächennah anstehende Basisfolge läßt zudem episodisch reduzierende Bedingungen in den B-Horizonten erwarten, welche eine

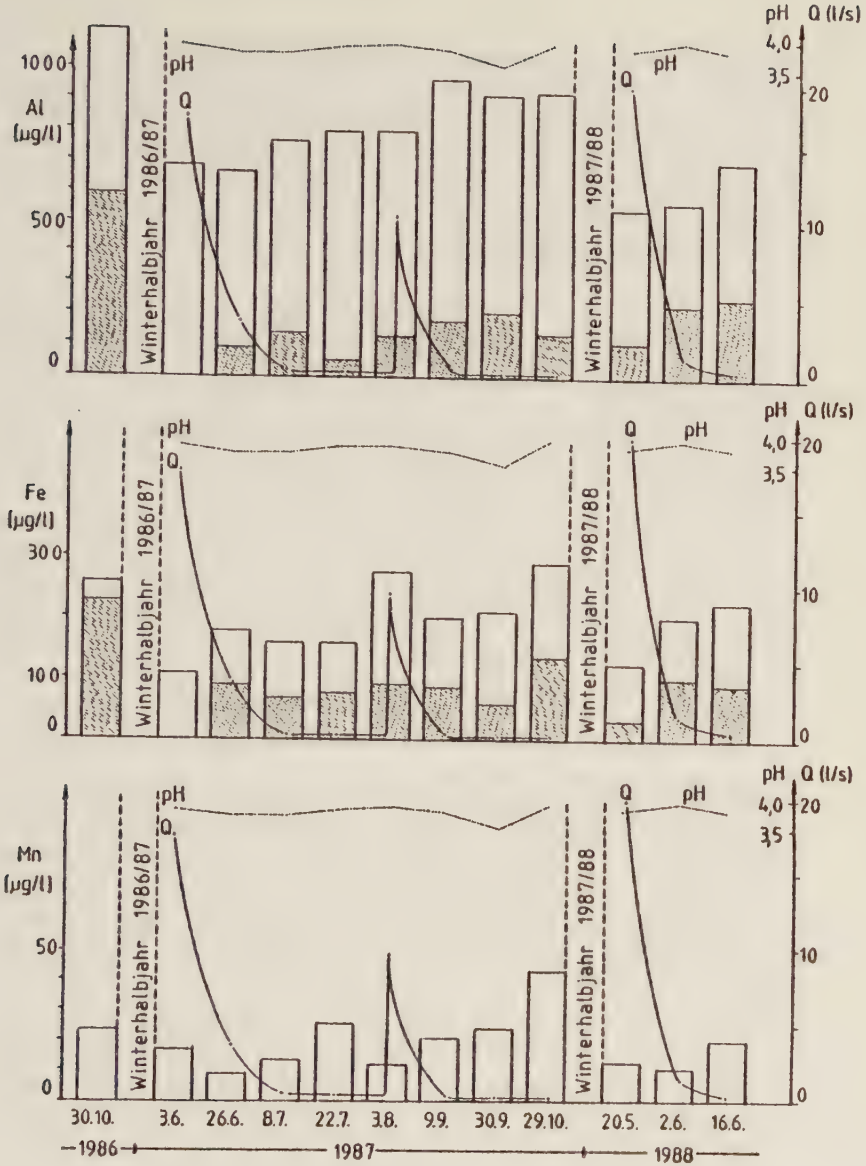


Abb. 39: Al-, Fe- und Mn-Konzentrationen für den durch Sickerwasser gespeisten Lusenbach (1986-88); Legende s. Abb. 38.

erhöhte Verlagerbarkeit von Eisen und Mangan zur Folge haben.
Die niedrigen Mn_t-Konzentrationen der Sickerwässer im Granit- und Gneisbereich stehen in Einklang mit der geringen Mn-Ausstattung der dortigen Böden (s. Kap. B 2.4.). Sie gehen einher mit geringen Gehalten an pedogenen Oxiden und austauschbaren Fraktionen dieser Elemente.

Gemäß den Fraktionierungsergebnissen erreichen die labilen Al-Anteile in den Sickerwasser-Abflüssen rund 80% des gesamten gelösten Aluminiums, während auf die reaktionsträgen Al-Spezies nur ca. 20% entfallen (s. Abb. 39). Auch darin ähneln die Sickerwasser-Abflüsse den wässrigen Extrakten von B-Horizonten (s. Kap. B 2.6., Abb. 23).
Die Anteile an labilem und stabilem Eisen halten sich in der oberflächennahen Abflußkomponente annähernd die Waage.

Das Zusammenwirken von Basisabfluß und Interflow kann für Aluminium und Eisen gut demonstriert werden (Abb. 38): Bei Trockenwetter-Abfluß und dominierendem neutralem Tiefengrundwasser bleiben die Al_t-, Fe_t- und Mn_t-Werte der Bachwässer im Bereich der Bestimmungsgrenze; bei Hochwasser und vorherrschendem oberflächennahem Sickerwasser steigen die Konzentrationen dagegen rasch an. Wie der ausschließlich durch Sickerwasser gespeiste Lusenbach verdeutlicht, ist dieser Wechsel nicht primär durch die zunehmende Abflußmenge verursacht, sondern beruht auf einer qualitativen Änderung im Abflußgeschehen. Dies erklärt, warum der Lusenbach im Unterschied zu anderen Bächen nach sommerlichem Starkregen keinen Anstieg der Al-Werte erkennen läßt (Abb. 38 u. 39).

Für einen regionalen Vergleich der Fraktionierungsergebnisse seien nur solche Untersuchungen berücksichtigt, deren Trennverfahren ebenfalls auf der Verwendung eines Austauschharzes basieren. Dennoch ist ein solcher Vergleich nur unter Vorbehalten möglich, weil der Fraktionierungsvorgang im einzelnen sehr unterschiedlich ablaufen kann.
Für eine solche Gegenüberstellung bieten sich die Sickerwasser- und Bachwasseruntersuchungen im Granitbereich des südlichen Schwarzwalds (Schluchseegebiet) an. Die erfaßten Einzugsgebiete liegen in ca. 1200 m ü. NN und sind vorwiegend von Fichtenwäldern bestockt. Podsolierte Böden herr-

schen vor (ZÖTTL u.a., 1987). Die in verschiedenen Meßebenen aus dem Boden gewonnenen Saugkerzen-Wässer lassen mit der Tiefe eine Zunahme an labilen Al-Spezies erkennen, wie dies auch in wässrigen Extrakten von Hochlagenböden des Bayerischen Waldes festgestellt wurde (s. Kap. B 2.6.1.). In den untersuchten Saugkerzen-Sickerwässern des Schwarzwalds liegt in 80 cm Tiefe der Großteil des gelösten Aluminiums in labiler Form vor (INSTITUT FÜR BODENKUNDE UND WALDERNÄHRUNGSLEHRE, Freiburg, 1987).
Während in Sickerwasser-Abflüssen des Bayerischen Waldes jedoch labile Al-Formen eindeutig vorherrschen, dominieren in den Schwarzwaldgewässern auch bei Interflow-Abflüssen organische Al-Spezies mit einem Anteil von ca. 80% (mündl. Mitt. Hr. FEGER, 1988). Diese Abweichung ist wahrscheinlich in einer unterschiedlichen Abflußbildung begründet: Infolge der oberflächennah anstehenden Basisfolge wird das Sickerwasser in den Hochlagenböden des Bayerischen Waldes innerhalb der B-Horizonte lateral dem Vorfluter direkt zugeführt, während in den Einzugsgebieten am Schluchsee eine solche wasserstauende Schichtgrenze fehlt. Daher kann das Sickerwasser dieser Standorte weiter in den Untergrund perkolieren, wo mit ansteigendem pH-Wert bevorzugt das inorganisch gebundene, labile Aluminium ausgefällt wird.

In Bachwässern anderer Kristallingebiete (z.B. Birkenes-Einzugsgebiet Südnorwegens, Gardsjön-Einzugsgebiet Südost-Schwedens, Adirondack-Berge der nordöstlichen USA) findet man in den Bachwässern eine Al-Zusammensetzung, die der von temporären Hochlagengerinnen des Bayerischen Waldes nahe kommt: Stets überwiegt der labile Al-Anteil mit rund 80% gegenüber den stabilen Al-Spezies (NILSSON, 1985; DAVID, 1986; SULLIVAN u.a., 1986). Auch für diese Einzugsgebiete sind flachgründige, podsolierte Böden charakteristisch, bei denen keine tiefreichende vertikale Perkolation des Sickerwassers ablaufen kann. Die Al_i-Konzentrationen im Sickerwasser-Abfluß dieser Gebiete (bis zu 700 µg/l Al) sind ebenfalls mit den Verhältnissen in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes vergleichbar.

Im Gegensatz zum Aluminium, das wegen seiner potentiellen Fischtoxizität (z.B. DRISCOLL u.a., 1980) in den letzten Jahren erhöhte Aufmerksamkeit erlangt hat, liegen für Bach-

wässer relativ wenig Fe- und Mn-Messungen vor. Dies, obwohl nach BORG (1986) auch erhöhte Fe-Konzentrationen Fischpopulationen in Gewässern schädigen können.
Eine Zusammenstellung von Literaturwerten bei NILSSON (1985) verdeutlicht, daß die Mn-Konzentrationen in den Hochlagengewässern des Bayerischen Waldes im unteren Bereich der natürlichen Schwankungsbreite liegen. Hingegen sind die Eisenkonzentrationen (bis zu 455 µg/l) als ausgesprochen hoch anzusprechen, denn vergleichbare Fe-Konzentrationen kommen in natürlichen Gewässer nur selten vor (z.B. im Horsikan-See, Südschweden, ROSEN, 1982).

Die molaren Ca/Al^{3+}-Quotienten variieren in den Sickerwasser-Abflüssen der Granitgebiete zwischen 0,1 und 2,1; nach ULRICH u.a. (1984) ist folglich zeitweise mit einer zunehmenden bis starken Gefährdung durch toxisch wirkendes freies Aluminium zu rechnen. Deutlich höhere molare Ca/Al^{3+}-Relationen findet man dagegen im Sickerwasser-Abfluß der Gneisareale, wo nur für eine einzige Wasserprobe ein Wert von 0,2 ermittelt wurde; ansonsten lagen die Quotienten darüber (vergl. Tab. 19). Am Hohen Bogen variieren die Ca/Al^{3+}-Quotienten um 2,0.
Keinen Bezug zum Ausgangsgestein kann man für den Mg/Al^{3+}-Quotienten erkennen, denn sowohl auf Granit wie auf Amphibolit ist der entsprechende Quotient in Sickerwasser-Abflüssen sehr ähnlich (Tab. 19). Für die Gneisgebiete wurde eine mittlere Mg/Al^{3+}-Relation von 2,4 errechnet, wobei allerdings eine starke Streuung der Einzelwerte vorliegt; teilweise wurden auch für die Gneis-Sickerwässer ein Quotient von 0,1 ermittelt.
Trotz stark abweichender petrographisch-mineralogischer Gegebenheiten ist damit in den Hochlagengerinnen kein Zusammenhang zwischen den Mg/Al^{3+}-Relationen von Sickerwasser-Abflüssen und dem Ausgangsgestein nachweisbar.
Die vorliegenden Resultate schließen somit einen Al-Antagonismus als Ursache für die Chloroseerscheinungen der Fichtennadeln nicht aus. Es fehlen allerdings eindeutige Belege für einen solchen Kausalzusammenhang.

	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
	(jeweils mol/mol)	
Granit (n=20)	$\bar{x}$ = 0,4 0,1 - 0,8	$\bar{x}$ = 0,8 0,1 - 2,1
Gneis (n=43)	$\bar{x}$ = 2,4 0,1 - 14,4	$\bar{x}$ = 3,1 0,2 - 13,8
Amphibolit (n=4)	$\bar{x}$ = 0,4 0,3 - 0,6	$\bar{x}$ = 2,1 1,7 - 2,9

Tab. 19: Ca/Al^{3+}- und Mg/Al^{3+}-Quotienten für Sickerwasser-Abflüsse auf unterschiedlichen Ausgangsgesteinen in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes; es ging der labile Al-Anteil in den Quotienten ein.

2.4. Ammonium, Phosphor und Schwermetalle

Die kolorimetrisch bestimmten Ammoniumgehalte der analysierten Bachwässer lagen während der ersten 3 Entnahmetermine stets unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l NH_4^+, weshalb dieses Kation an den folgenden Terminen nicht weiter in die Analysen einbezogen wurde.
Die von HECKER (1982) sowie APEL u. FAUTH (1977) für Hochlagengewässer angegebenen Ammoniumkonzentrationen bleiben ebenfalls unter diesem Wert. Solche geringen NH_4^+-Konzentrationen sind für naturbelassene Wässer typisch. Ammoniumkonzentrationen >0,5 mg/l werden in der Regel bereits als Indikator für fäkale Verunreinigungen angesehen (RICHTER u. LILLICH, 1975).
Unterhalb der Meßgrenze (s. Kap. A 3.2.2.) lagen auch stets die HPO_4^{2-}-Konzentrationen der Wässer.
Dieser Befund ist bemerkenswert, weil vor allem in den

wässrigen Extrakten der organischen Auflage sehr hohe NH_4^+- und HPO_4^{2-}-Konzentrationen festgestellt wurden (s. Kap. B 2.6.1.). Höchstwahrscheinlich sind sie methodisch bedingt, denn es wurde mit homogenisierten Bodenproben gearbeitet, in denen Interaktionen zwischen Bodenlösung und Rhizosphäre nicht mehr ablaufen konnten. Die sehr geringen NH_4^+- und HPO_4^{2-}-Konzentrationen in den Bachwässern der Hochlagen weisen darauf hin, daß die als HPO_4 und NH_4 im Wurzelraum freigesetzten N- und P-Anteile nahezu vollständig von den Pflanzen aufgenommen werden.

Auch die Schwermetallanalysen (Pb, Cu, Cd, Cr, Ni) wurden nach dem dritten Meßtermin weitgehend eingestellt, weil selbst in den stark sauren Sickerwasser-Abflüssen die Elementkonzentrationen immer unter der Bestimmungsgrenze (s. Kap. A 3.2.2.) blieben. Nur für das sehr mobile Zink konnte an manchen Entnahmeterminen eine meßbare Konzentration (bis zu 35 µg/l) nachgewiesen werden. Wie zu erwarten, war dies hauptsächlich bei temporären Fließgerinnen der Fall.

3. Ergebnisse der Korrelationsanalysen

Die Verwendung des PEARSONschen Korrelationskoeffizienten setzt eine weitgehende Normalverteilung der Merkmalswerte voraus. Diese Bedingung wird nur vom Aluminium nicht erfüllt, das eine deutliche positive Verteilungsschiefe aufweist. Weil der nach PEARSON ermittelte statistische Zusammenhang zwischen Aluminium und den übrigen Parametern in der Regel sehr hoch signifikant ist, dürfte sich an der Aussagekraft dieses Koeffizienten jedoch nicht viel ändern. Darauf weisen auch die graphischen Darstellungen hin.

3.1. Korrelationen zwischen Abflußmenge und chemischen Parametern

Für eine Überprüfung der statistischen Beziehungen zwischen Abflußwert und hydrochemischen Kenngrößen konnten nur diejenigen Entnahmestellen herangezogen werden, für welche gebietsrepräsentative Abflußmessungen vorlagen.
Einen statistisch abgesicherten Zusammenhang zwischen Abfluß und Wasserchemismus lassen nur jene Bäche erkennen, welche einen deutlichen jahreszeitlichen Wechsel zwischen Sickerwasser-Abfluß und Basisabfluß aufweisen (Abb. 40 u. Tab. 20). Allerdings sind die Korrelationsanalysen für jede Entnahmestelle separat durchzuführen, weil v.a. der Basisabfluß von Meßstelle zu Meßstelle sehr unterschiedliche Abflußwerte aufweist. So kann ein bestimmter Abflußwert an einem Bach Niedrigwasserverhältnisse repräsentieren, während an einem anderen Fließgerinne die gleiche Abflußrate für Hochwassersituationen typisch ist.
Keine signifikanten statistischen Beziehungen zwischen Abflußmenge und Wasserchemismus lassen sich für die temporären Fließgerinne nachweisen, die allein von oberbodennahen Sickerwässern gespeist werden.
Alle untersuchten, ganzjährig wasserführenden Hochlagenbäche weisen einen sehr hoch signifikanten positiven Zusammenhang zwischen Abflußmenge und Sulfatkonzentrationen auf (Tab. 20). Auch die Beziehung zwischen Abfluß und pH, Al und Fe

ist meist sehr straff positiv. Hochsignifikant negativ mit dem Abflußwert korreliert ist dagegen das Magnesium. Nicht signifikant sind die Zusammenhänge zwischen Abfluß und DOC, Ca, K, Cl, NO_3 und Mn; die Irrtumswahrscheinlichkeit liegt in diesen Fällen stets >5%.

	pH	DOC	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
Abfluß Hochfichtenbach (n=14)	** -0,719	+0,074	-0,435	+0,461	*** +0,774	-0,184	** -0,716	** -0,720	-0,287
Abfluß Gr. Höllbach (n=14)	*** -0,892	* +0,572	-0 419	+0,472	*** +0,883	-0,218	* -0,544	* -0,587	+0,373
Abfluß Kaltenbr. Seige (n=13)	*** -0,816	+0,247	-0,509	** -0,707	*** +0,981	-0,490	** -0,787	*** -0,907	-0,312

Forts.

	Al_t	Mn_t	Fe_t
Abfluß Hochfichtenbach	* +0,547	* +0,582	+0,316
Abfluß Gr. Höllbach	*** +0,878	* +0,602	*** +0,786
Abfluß Kaltenbr. Seige	*** +0,965	+0,226	*** +0,855

*** Signifikanzniveau 99,9%
** " 99,0%
* " 95,0%

Tab. 20: Korrelationskoeffizienten (PEARSON) für die Beziehungen zwischen Abflußwerten und verschiedenen hydrochemischen Parametern von Hochlagengerinnen des Inneren Bayerischen Waldes.

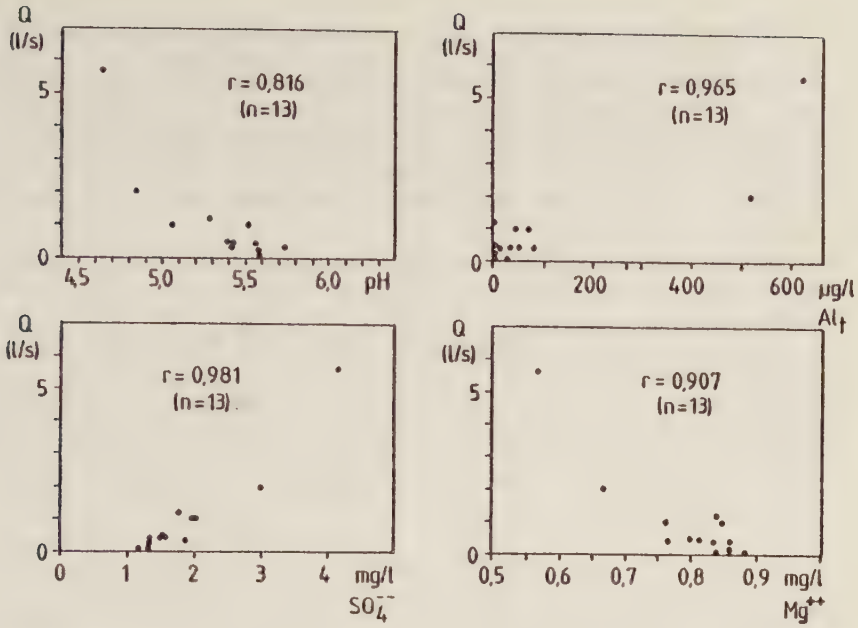


Abb. 40: Korrelation (PEARSON) zwischen Abflußwerten und ausgewählten hydrochemischen Parametern für die Kaltenbrunner Seige (Entnahmestelle 3).

3.2. Korrelationen zwischen den verschiedenen hydrochemischen Parametern

Für die Analyse auf Korrelationen zwischen den einzelnen chemischen Kenngrößen wurden die Bach- und Quellwässer der Granit- und Gneisgebiete zusammengefaßt, so daß den Berechnungen eine breite Wertebasis (n=158) zugrunde liegt. Diese Vereinfachung ist möglich, weil die pedologischen, geologischen und hydrologischen Verhältnisse in den untersuchten Hochlagenarealen einander sehr ähnlich sind. Daher ist bei diesem Vorgehen kein nennenswerter Informationsverlust zu erwarten. Von Korrelationsanalysen für die einzelnen Entnahmestellen wird abgesehen, weil die Wertebasis mit maximal 14 Beobachtungen nicht aussagekräftig ist. Zudem sind die Kon-

	DOC	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_t	Mn_t	Fe_t
pH	*** -0,599	** +0,237	** +0,240	*** -0,693	** +0,245	*** +0,683	*** +0,587	*** +0,590	*** -0,681	*** -0,501	*** -0,496
DOC		*** -0,276	*** -0,566	*** +0,418	*** -0,274	*** -0,525	*** -0,677	*** -0,543	*** +0,415	+0,080	*** +0,861
Cl^-			*** +0,320	* -0,176	* +0,183	*** +0,439	*** +0,541	** +0,223	*** -0,301	-0,056	* -0,209
NO_3^-				* -0,197	*** +0,365	*** +0,404	*** +0,730	*** +0,567	-0,076	+0,054	*** -0,546
SO_4^{2-}					+0,151	*** -0,624	*** -0,501	*** -0,275	*** +0,752	*** +0,509	*** +0,450
K^+						+0,087	*** +0,230	*** +0,503	*** -0,131	*** +0,180	*** -0,199
Na^+							*** +0,651	*** +0,503	*** -0,596	*** -0,371	*** -0,472
Mg^{2+}								*** +0,636	*** -0,456	* -0,198	*** -0,655
Ca^{2+}									*** -0,445	** -0,202	*** -0,444
Al_t										*** +0,555	*** +0,343
Mn_t											-0,026

(n=158)

Tab. 21: Korrelationsmatrix für verschiedene hydrochemische Parameter von Hochlagengerinnen des Inneren Bayerischen Waldes.

*** Signifikanzniveau 99,9%
** Signifikanzniveau 99,0%
* Signifikanzniveau 95,0%

zentrationsschwankungen der einzelnen Parameter oft zu gering, um signifikante Zusammenhänge nachweisen zu können. Die Wässer vom Hohen Bogen wurden in diesen Teil der Auswertungen nicht einbezogen, weil sich v.a. die dortigen Grundwasser-Abflüsse wegen ihrer abweichenden chemischen Zusam-

mensetzung nicht mit Wässern der Granit- und Gneisgebiete zusammenfassen lassen; andererseits liegen aber für eine separate Korrelationsanalyse zu wenig Meßwerte vor (n=9). Es zeichnen sich jedoch ähnliche Zusammenhänge ab wie in den Granit- und Gneisarealen (vergl. Tab. 17 u. 18).

Die Korrelationsanalysen bestätigen das bisherige Bild: Der pH-Wert stark saurer Sickerwasser-Abflüsse ist sehr hoch signifikant an hohe Al-, Fe-, Mn-, SO_4- und DOC-Konzentrationen gekoppelt. Basisabflüsse weisen hingegen mit ansteigenden pH-Werten eine statistisch sehr gut abgesicherte Zunahme an Mg und Ca auf (Tab. 21). Eine hoch bis sehr hoch signifikante Beziehung zum pH-Wert ist auch für alle übrigen einbezogenen hydrochemischen Parameter nachweisbar (Tab. 21, Abb. 41,42).

Ähnliche Zusammenhänge wurden im Bayerischen Wald bereits von OTTMANN (1985) für die Gr. Ohe (Station Taferlruck) beobachtet. Auch für Wässer der Oberen Waldnaab (Oberpfälzer Wald) wurde eine statistische Beziehung zwischen Sulfat und pH ermittelt (BAUER u.a., 1987).
Bei den von LEHMANN u.a. (1985) im Bayerischen Wald durchgeführten hydrochemischen Aufnahmen ließen sich dagegen solche Korrelationen nicht nachweisen. Es ist jedoch zu beachten, daß in dieser Studie Hochlagenwässer mit solchen der Hang- und Tallagen zusammengefaßt wurden. Dieses Vorgehen ist nicht sinnvoll, weil in den einzelnen Höhenstufen starke Unterschiede in den pedologisch/geologischen und hydrologischen Gegebenheiten auftreten. So fehlt z.B. in den tiefergelegenen Höhenzonen eine flächig anstehende, verfestigte Basisfolge, die für das Abflußgeschehen der Hochlagen von maßgebender Bedeutung ist. Möglicherweise ist eine solche fehlende Differenzierung auch der Grund, warum man bei hydrochemischen Untersuchungen im Schwarzwald keinen statistischen Zusammenhang zwischen pH und Sulfat fand (ZÖTTL u.a., 1985).
Der sehr eng positive lineare Zusammenhang zwischen SO_4 und Al_t sowie DOC und Al_t bestätigt, daß dieses Element in den Hochlagenwässern sowohl als Hydroxosulfat wie auch in organischen Bindungsformen auftritt. Auch die sehr straffe Korrelation zwischen Fe_t und DOC läßt dessen Bindung an organische Stoffe (v.a. Chelate) vermuten.

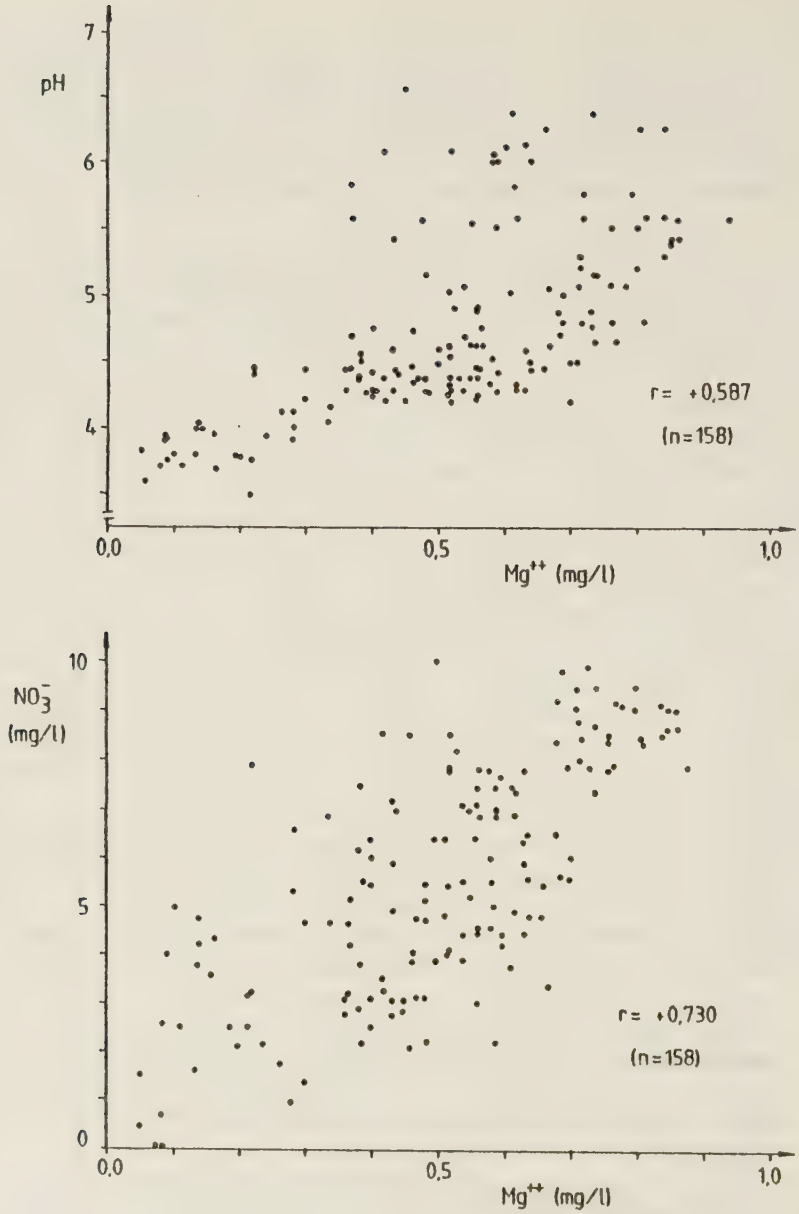
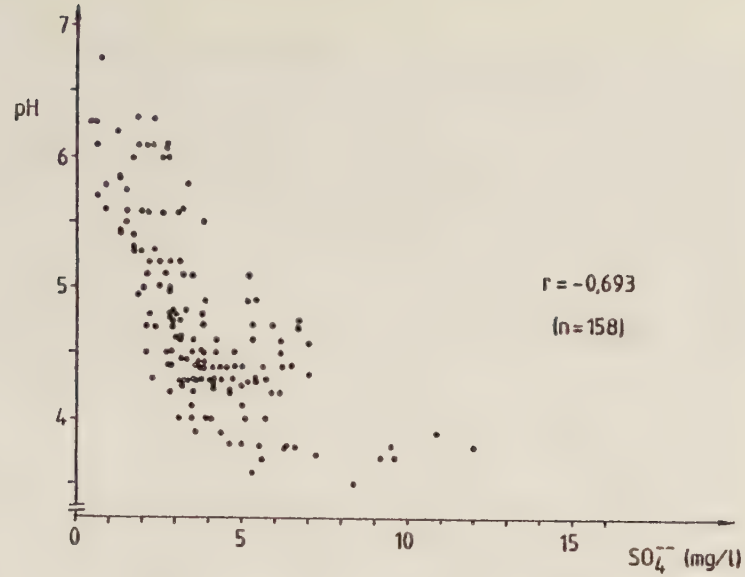


Abb. 41: Korrelationen zwischen pH und Mg sowie NO_3 und Mg für Hochlagengerinne des Inneren Bayerischen Waldes.



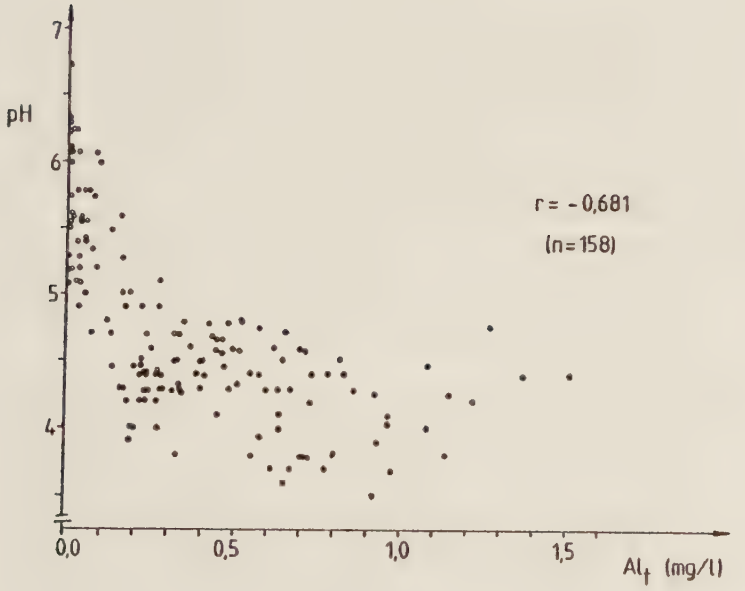


Abb. 42: Korrelationen zwischen pH und SO_4 sowie pH und Al_f für Hochlagengerinne des Inneren Bayerischen Waldes.

4. Zum Stoffhaushalt der Hochlagen-Ökosysteme

Weil in den Arbeitgebieten quantitative Flüssebilanzen und Umsatzraten (z.B. Messungen von Deposition und Stoffaustrag mit dem Sickerwasser) nicht vorliegen, wird zur qualitativen Abschätzung der N- und S-Bilanzen das Chloridion herangezogen. Dieses überwiegend dem Meerwasser entstammende Anion gelangt mit der Deposition in den Boden und durchsickert das Solum, ohne nennenswert mit der Bodenmatrix zu reagieren (ULRICH, u.a., 1979). Aufgrund dieses inerten Verhaltens ist es als Index- bzw. Bezugsgröße für ein qualitatives Beurteilen des Stoffhaushalts geeignet.
Zu diesem Zweck verglich ich die SO_4-S/Cl- und die NO_3-N/Cl-Quotienten meiner Bach- und Quellwässer (=Output) mit entsprechenden Werten der Bestandsdeposition (=Input), welche auf bereits vorhandenen Meßreihen (HÜSER u. REHFUESS, 1988) basieren. Die Kenngrößen für Input und Output sind in Tab. 22 zusammengestellt.

Diese Tabelle zeigt, daß die mittleren NO_3-N/Cl-Quotienten der Sicker- und Grundwasser-Abflüsse regelmäßig erheblich über den Werten der Deposition liegen. Auch wenn man berücksichtigt, daß die kolorimetrisch ermittelten Chloridkonzentrationen der Deposition gegenüber meinen IC-Messungen um rund 1/3 zu hoch ausfallen (diese Größenordnung wurde von mir durch Vergleichsmessungen ermittelt), ändert sich an der Relation im Prinzip nichts. Noch deutlicher würde dieser Unterschied ausfallen, wenn die Werte nach der jeweiligen Abflußmenge gewichtet wären, denn zur Zeit der Schneeschmelze variieren sie zwischen 2,5 und 3,0, d.h. auf besonders hohem Niveau.
Die erhöhten NO_3-N/Cl-Relationen in den verschiedenen Abflußkomponenten lassen den Schluß zu, daß die Waldökosysteme der Hochlagen die atmogen zugeführten Nitratmengen (nach HÜSER u. REHFUESS, 1988, ca. 11 kg/ha*J NO_3-N im Bestandsniederschlag) nicht zu speichern vermögen. Sie weisen sogar auf eine Netto-Nitrifikation dieser Standorte hin, die mit einer entsprechenden Protonenfreisetzung verbunden ist. Dieser Vorgang ist in Zusammenhang mit den relativ engen C/N-Verhältnisse der Böden zu sehen (s. Kap. B 2.2.3.), welche den Rückschluß auf eine relativ rasche Humusminerali-

sierung erlauben. Die daraus resultierende Nitratauswaschung geht mit dem Abtransport äquivalenter Kationenmengen einher, welcher zu einer Basenverarmung des Bodens führen kann (REHFUESS, 1981a; REUSS u. JOHNSON, 1986). Auch in den von tiefen Grundwässern dominierten Abflüssen findet sich diese erhöhte NO_3-N/Cl-Relation; dies ist ein Hinweis darauf, daß in den tiefen Aquifers kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet.
Diese Tendenz einer zunehmenden Nitratfreisetzung wurde auch in anderen Mittelgebirgsregionen beobachtet (vergl. ULRICH, 1988a).

	$\frac{SO_4\text{-}S}{Cl}$	$\frac{NO_3\text{-}N}{Cl}$	$\frac{Mg}{Cl}$ (g/g)
Deposition	2,9	0,7	0,14
Sickerwasser-abfluß	0,7-15,4 $\bar{x}$=4,2	<0,1-3,8 $\bar{x}$=1,9	0,14-1,03 $\bar{x}$=0,49
Basisabfluß (flaches Gw)	0,5-4,6 $\bar{x}$=1,0	0,4-3,5 $\bar{x}$=2,0	-
Basisabfluß (tiefes Gw)	0,7-3,0 $\bar{x}$=0,8	0,8-3,0 $\bar{x}$=1,8	-

Tab. 22: Mittlere SO_4-S/Cl-, NO_3-N/Cl- und Mg/Cl-Quotienten der 3 Abflußkomponenten in Hochlagengewässern des Inneren Bayerischen Waldes. Die Quotienten der Bestandsdeposition beziehen sich auf die Station Bodenmais (1150 m ü. NN, Zeitraum 1983 bis 1986; HÜSER u. REHFUESS, 1988).

Während Sickerwasser- und Grundwasser-Abflüsse sehr ähnliche NO_3-N/Cl-Werte aufweisen, kann man für den SO_4-S/Cl-Quotienten eine Vertikalabfolge erkennen: Besonders niedrig ist diese Relation stets in den tiefen Grundwässern. Sie steigt in der flachen Grundwasserkomponente auf durchschnittlich 1,0 an und erreicht im Sickerwasser-Abfluß einen mittleren Wert von 4,2. Bei diesen Interflow-Abflüssen zeigen sich starke standortbedingte Unterschiede, wobei in Gneisgebieten die Relationen zwischen 1,5 und 3,0, in den Granitbereichen dagegen zwischen 3,3 und 5,0 schwanken. Im Amphibolitgebiet

am Hohen Bogen variiert dieser Quotient sogar zwischen 8,5 und 15,4. Damit wird in den 2 Graniteinzugsgebieten und im Amphibolitbereich, der entsprechende Quotient der Deposition (SO_4-S/Cl=2,9) deutlich übertroffen (Tab. 22). Noch größer werden diese Quotienten, wenn man die Werte nach dem Abfluß-geschehen wichtet, denn sie sind zur Zeit der Schneeschmelze jeweils am höchsten.
Folglich dürfte in diesen stark versauerten Einzugsgebieten eine SO_4-Mobilisierung im Boden ablaufen, nachdem dessen SO_4-Retentionsvermögen erschöpft ist. Ob diese Freisetzung durch Mineralisation organischer S-Verbindungen oder/und durch Auflösung von Al-Hydroxo-Sulfaten (ULRICH, 1985) erfolgt, bleibt offen.
Der Rückgang der SO_4-S/Cl-Relation im Grundwasser-Abfluß verdeutlicht, daß in diesen Aquifers Sulfat dem Wasser durch Austausch- und Fällungsvorgänge entzogen wird; es läuft hier also eine Sulfatakkumulation ab.

Mit Hilfe des Chloridions soll außerdem die Mg-Bilanz der Hochlagen-Ökosysteme qualitativ abgeschätzt werden. Insbesondere interessiert, ob die gegenwärtige Depositionsrate mit der Mg-Abfuhr Schritt halten kann, oder ob die aus Profilbilanzierungen abgeleitete Mg-Verarmung (s. Kap. B 2.3.1.3.) der Hochlagenstandorte auch gegenwärtig abläuft. Tab. 22 ist zu entnehmen, daß die mittlere Mg/Cl-Relation der Sickerwasser-Abflüsse den entsprechenden Quotienten der Deposition um ein Mehrfaches übertrifft. Folglich läuft auch heutzutage in den Böden eine Magnesiumverarmung ab. Relativ niedrige Mg/Cl-Quotienten (0,3 bzw. 0,2) ergeben sich nur für die Bodenwässer der Granitareale. Wie die auffallend geringen Mg-Konzentrationen dieser Wässer nahelegen, beruht diese Besonderheit vermutlich auf einer weitgehenden Erschöpfung der austauschbaren Mg-Vorräte im Boden.

Anhand der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser-Abfluß kann man bei gegebener Abflußmenge den jährlichen Elementaustrag pro Flächeneinheit für die durchwurzelte Bodenzone überschlagsmäßig berechnen. Dies soll für das Element Magnesium im Folgenden durchgeführt werden.
Legt man eine jährliche Abflußmenge von 1200 mm (s. Kap. A 2.3.), zugrunde, so ergibt sich für das Magnesium folgende jährliche Netto-Verlustrate (die Mg-Deposition wurde HÜSER

u. REHFUESS, 1988, entnommen):

	Mittl. Konz. im Sickerw. (mg/l)		Mittl. jährl. Abfluß (mm)		Mittl. jährl. Mg-Deposition (mg/m² *J)		Netto-verlust (mg/m² *J)
Gneis	0,45	*	1200	-	209	=	+331;
Granit	0,14	*	1200	-	209	=	- 49;

Die Berechnung zeigt, daß in den stark sauren Granit-Einzugsgebieten die mittlere Mg-Konzentration im Sickerwasser-Abfluß der des Niederschlags ähnelt, d.h. atmosphärischer Input und Sickerwasser-Output halten sich in diesen Arealen offenbar annähernd die Waage. Eine nennenswerte Mg-Freisetzung findet in den Granitböden damit gegenwärtig nicht mehr statt. Die Profilbilanzierungen (vergl. Kap. B 2.3.1.3.) verdeutlichen jedoch, daß bei diesen Böden solche Verarmungsprozesse in einer früheren Zeitraum abgelaufen sein müssen.

In den Gneisgebieten sind dagegen die mittleren Mg-Konzentrationen im Sickerwasser-Abfluß um ein Mehrfaches höher als im Bestandsniederschlag; dies hat eine jährliche Netto-Mg-Auswaschungsrate von rund 300 mg/m² *durchw. Solum zur Folge. Für das im Inneren Bayerischen Wald (Gneis) gelegene Einzugsgebiet der Gr. Ohe errechnet sich aus den von OTTMANN (1985) veröffentlichten Daten eine ähnliche Netto-Mg-Auswaschung (385 mg/m² *J.), wenn man eine jährliche Mg-Deposition von 209 mg/m² (HÜSER u. REHFUESS, 1988) abzieht.

E Zusammenfassende Diskussion

In 3 siedlungsfernen Hochlagenarealen des Inneren Bayerischen Waldes (2 Gneisgebiete, 1 Granitgebiet) wurden die Bodengesellschaften großmaßstäbig kartiert. Im gesamten Hochlagenbereich sind die Böden aus wenigstens zwei Schichtkörpern hervorgegangen, die aufgrund ihres Habitus als Hauptfolge und Basisfolge anzusprechen sind (SCHILLING u. WIEFEL, 1962); sie unterscheiden sich v.a. aufgrund ihres Gefüges. Weil die Elementverteilungen nicht zwischen den beiden Schuttfolgen differenzieren, ist für die untersuchten Pedons eine weitgehende chemische und mineralogische Homogenität zu Beginn der holozänen Bodenbildung anzunehmen. Hauptwurzelraum und rezente Bodendynamik beschränken sich im wesentlichen auf die lockere Hauptfolge, die in Plateaubereichen ihre geringste Mächtigkeit (ca. 30 cm) aufweist. In den Hangabschnitten nimmt sie mit abnehmender Höhenlage kontinuierlich zu, so daß man hier von mittel- bis tiefgründigen Böden sprechen kann. Ähnliche Beobachtungen liegen für eine Reihe anderer Mittelgebirgsregionen vor (z.B. ŠALY, 1972; STAHR, 1979; OH u.a., 1987).
Diese Schichtungsverhältnisse sind für das Abflußverhalten von großer Bedeutung, denn die hohen Jahresniederschläge (1500-2000 mm/J.) müssen vorwiegend oberhalb der stauenden Basisfolge abgeführt werden. Dies bringt eine intensive Durchspülung der Hauptwurzelzone mit sich.

In den obersten Plateaulagen sind flachgründige Hochlagen-Podsole verbreitet, die markante Verarmungs- und Anreicherungshorizonte aufweisen. In den unterhalb anschließenden Hangpartien herrschen mit zunehmender Gründigkeit Braunerde-Podsole und schließlich Podsol-Braunerden vor. Hanggleye verschiedener Ausprägung sind bevorzugt in den Hangfußbereichen oder in der Nähe von Quellhorizonten anzutreffen. Aufgrund der besonderen Abflußverhältnisse sind außerdem auch bei den terrestrischen Hochlagenböden häufig schwache Staunässeeinflüsse nachweisbar.

Die stark bis extrem humosen Hochlagenstandorte weisen im Vergleich mit anderen bayerischen Waldstandorten (s. EMBERGER, 1965) eine sehr hohe Stickstoffbevorratung und eine

mittlere Phosphorausstattung auf. Aufgrund der C/N- und C/P-Verhältnisse kann man die Humusformen der obersten Plateaulagen als Rohhumus bezeichnen. Sie werden in den Hangbereichen von Moderformen abgelöst, die deutlich engere C/N-Verhältnisse aufweisen.
Während die Gesamtelementgehalte der Basenkationen einen klaren Bezug zum jeweiligen Ausgangsgestein aufweisen, ist dies bei den austauschbaren Fraktionen weniger der Fall; dies gilt insbesondere für Magnesium und Calcium. Offenbar haben die hohen Jahresniederschläge zusammen mit dem temporär auftretenden lateralen Wasserzug eine weitgehende Nivellierung des Kationenbelags der verschiedenen Bodenformen bewirkt. Selbst für ein in diese Untersuchungen einbezogenes Gabbro-Pedon sind keine erhöhten Gehalte an austauschbarem Magnesium und Calcium nachweisbar. Dies könnte erklären, warum Nadelvergilbungen und -verluste unabhängig vom Ausgangsgestein im gesamten Hochlagenbereich beobachtet werden können. Auch die eigenen Baumschadensansprachen ergeben für die 3 untersuchten Hochlagenareale ein ähnlichen Schädigungsgrad, denn die Bestände waren stets als mittelstark geschädigt anzusprechen.
Diese intensiven Auswaschungsvorgänge im Bereich der Hauptwurzelzone lassen sich anhand von Profilbilanzierungen größenordnungsmäßig abschätzen. Am stärksten ist davon regelmäßig das Magnesium betroffen, welches meist Verlustraten um 50% aufweist.

Mit Hilfe von Abflußmessungen können in den Hochlagen Sickerwasser-Abflüsse und Basisabflüsse unterschieden werden. Die Grundwasser-Abflüsse lassen sich je nach ihrer chemischen Zusammensetzung einem tiefen Aquifer oder einem oberflächennahen Grundwasserstockwerk zuordnen.
Die stark saure Sickerwasserkomponente (pH ca. 4,0) zeichnet sich durch hohe Sulfat-, Aluminium-, Eisen- und DOC-Konzentrationen aus. Gering sind dagegen die Konzentrationen an basisch wirkenden Kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}); dies gilt v.a. für Calcium und Magnesium. Dies trifft gleichermaßen für den Interflow-Abfluß von Granit-, Gneis- und Amphibolitarealen zu.
Einen völlig anderen Chemismus weist die zum Abfluß gelangende Komponente des tiefen Grundwassers auf: Die pH-Werte variieren um 6,0, die Konzentrationen der verschiedenen

Kationenbasen sind deutlich höher und Konzentrationen an Sulfat, Aluminium, Eisen und DOC variieren teilweise im Bereich der Bestimmungsgrenze.
Die den flachen Grundwasserkörpern zugeordnete intermediäre Abflußkomponente nimmt in ihrer chemischen Zusammensetzung eine Zwischenstellung ein: Einerseits verfügt sie über ähnlich hohe Sulfatkonzentrationen wie die Sickerwasser-Abflüsse, andererseits sind die Konzentrationen an Magnesium, Calcium, Kalium und Natrium eher mit jenen der tiefen Grundwässer vergleichbar.
Diese Beziehungen zwischen Chemismus und Genese der verschiedenen Abflußkomponenten lassen sich mit Hilfe von Korrelationsanalysen absichern. Es fällt auf, daß die dem durchwurzelten Oberbodens entstammenden Sickerwasser-Abflüsse keinen klaren Bezug zum Ausgangsgestein erkennen lassen. Für die Tiefengrundwasser-Komponente ist eine solche gesteinsbedingte Differenzierung dagegen nachweisbar.

Mit der besonderen Abflußsituation der Hochlagen und dem Vorherrschen einer lateralen Fließrichtung stehen offenbar auch die in den Sickerwasser-Abflüssen gemessenen hohen Anteile an labilem Aluminium in Zusammenhang. Bei einer ungehindert ablaufenden Perkolation wäre im Unterboden eine verstärkte Ausfällung dieser Al-Spezies zu erwarten, weil hier die pH-Werte regelmäßig ansteigen.
Die mittleren Ca/Al^{3+}- bzw. Mg/Al^{3+}-Quotienten der Sickerwasser-Abflüsse variieren bei den untersuchten Hochlagengerinnen zwischen 0,1 und 3,1 was nach ULRICH u.a. (1984) auf eine zeitweise zunehmende bis starken Al-Toxizität in der Bodenlösung hinweist. Eindeutige Belege für derartige Effekte können allerdings nicht gefunden werden.

Die im Vergleich zum Niederschlag deutlich höheren Mg/Cl-Quotienten im Sickerwasser-Abfluß von Hochlagengerinnen verdeutlichen, daß in den Hochlagen-Ökosystemen des Bayerischen Waldes eine Mg-Verarmung der Böden weiterhin abläuft. Die gegenwärtige Auswaschungsrate dürfte im Vergleich zu früher wesentlich höher sein. Darauf weist der Vergleich zwischen errechneten Profilverlusten und aktueller Mg-Auswaschung hin, wobei für die Profilverarmung ein Zeitraum von 10 000 Jahren angesetzt wird.
Ursache dafür dürften v.a. die hohen Sulfatkonzentrationen

in den Sickerwasser-Abflüssen der Hochlagengewässer sein, die im Zusammenhang mit einer überwiegend anthropogenen S-Deposition zu sehen sind. Der Vergleich mit älteren hydrochemischen Meßreihen legt den Schluß nahe, daß der aus der Atmosphäre entstammende Schwefel in der oberen Bodenzone inzwischen nur noch unvollständig adsorbiert wird und zunehmend auch in tiefere Grundwasser-Stockwerke gelangt. Auf den stark sauren Amphibolit- und Granitstandorten lassen die gegenüber dem Bestandsniederschlag erhöhten SO_4-S/Cl-Quotienten im Sickerwasser-Abfluß eine beginnende Remobilisierung des im Boden festgelegten Schwefels erkennen.
Ferner weisen die NO_3-N/Cl-Quotienten auf eine Nettofreisetzung von Nitrat hin. Die erhöhte Nitrifikation ist sicher auch bestimmt durch die relativ engen C/N- und C/P-Quotienten in der Humusauflage der Böden. Diese sind möglicherweise das Resultat einer anthropogen erhöhten N-Deposition, welche auf die mikrobielle Stoffumsetzung in den Böden stimulierend wirken kann.
Die Beobachtung, daß Versauerungsvorgänge in den Boden der Hochlagen bereits bei relativ geringer N- und S-Deposition ablaufen, erklärt sich aus der besonderen pedologisch/geologischen und hydrologischen Situation. Weil bereits wenige dm unter Geländeoberfläche die verfestigte Basisfolge einsetzt, wird eine tieferreichende Perkolation der Bodenwässer in den Hochlagen weitgehend unterbunden. Das Abflußgeschehen muß sich auf die geringmächtige Oberbodenzone beschränken, welche zugleich die Hauptwurzelzone darstellt. Der geringe Fließquerschnitt, der durch hohe Skelettanteile zusätzlich vermindert ist, hat in Zusammenhang mit den hohen Jahresniederschlägen eine intensive Durchspülung dieser Bodenzone zur Folge.
Für die gegenwärtig ablaufende Versauerung der Hochlagenböden ist also neben der S- und N-Depositionsrate und einer eventuell verstärkten Mineralisation die geringe Mächtigkeit der davon betroffenen Bodensäule verantwortlich.
Einen eindeutigen Beweis für eine hohe Immissionsbelastung der Hochlagen stellen die hohen Bleiakkumulationen in den Böden dar, die v.a. auf die lokale Bleiglasindustrie zurückgeführt werden.

Diese Resultate sprechen für einen kausalen Zusammenhang zwischen einer ablaufenden Bodenversauerung und dem Auftre-

ten der Hochlagenerkrankung bei der Fichte. Neben dem experimentell nachgewiesenen Leaching von Mg und Ca (KAUPENJOHANN u.a., 1987, BOSCH u.a., 1983) spielen auch Verarmungsprozesse im Wurzelraum für den extremen Mg-Mangel der Fichtennadeln eine wichtige Rolle. Beide Vorgänge haben als Ursache eine anthropogen erhöhte S- und N-Deposition und eine S- und N-Mineralisation gemeinsam. Weil diese Immissionsbelastung seit Beginn der Industrialisierung wirksam sein dürfte, ist für die Hochlagenbestände bereits seit längerem mit einem latenten Mg- und Ca-Mangel zu rechnen.
Unklar bleibt, welcher Faktor die seit ca. 1980 flächenhaft auftretenden Chloroseerscheinungen an den Hochlagenfichten ausgelöst und damit in ein akutes Krankheitsstadium übergeleitet hat. Wahrscheinlich sind dafür extreme Witterungsverhältnisse (Trockenperioden, Frostereignisse) verantwortlich, unter denen die vorgeschwächten Fichten bevorzugt zu leiden hatten (vergl. BOSCH u. REHFUESS, 1988).

Aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse erhalten die obigen Folgerungen ein hohes Maß an Wahrscheinlichkeit. Eine eindeutige Beweisführung wäre wohl nur anhand genügend alter Meßreihen möglich, die für den Bereich des Inneren Bayerischen Waldes jedoch nicht existieren.

F Kurzfassung

Um die Rolle der Böden für die in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes flächenhaft verbreiteten Chloroseerscheinungen der Fichtennadeln zu überprüfen, wurden zwei Gneis- und ein Granitgebiet dieser Höhenstufe umfassend bodenkundlich untersucht; auch für einen kleinräumig auftretenden Gabbrostandort wurden diese Untersuchungen vorgenommen. Zusätzlich wurden die Fließgerinne und Quellen der Arbeitsgebiete an einer Reihe von Terminen hydrochemisch aufgenommen. In diesen Arbeitsabschnitt wurde eine Anzahl weiterer Hochlagenareale einbezogen, die ebenfalls vom Lehrstuhl f. Bodenkunde der LMU (München) bodenkundlich untersucht wurden. Ferner wurden Baumschadensansprachen (Nadelverluste und Vergilbungsgrad) an den einzelnen Bodeneinschlägen durchgeführt.

Die Bodentypen der Untersuchungsgebiete variieren zwischen flachgründigen Hochlagen-Podsolen in Plateaulagen und mittelgründigen Podsol-Braunerden in den Hangbereichen.

Die feinerdebezogenen Basen-Gesamtgehalte (Na, K, Mg, Ca) dieser Böden zeigen einen klaren Bezug zum Ausgangsgestein; dieser fehlt jedoch bei den austauschbaren Basenvorräten. Ursache für diese bodenchemische "Nivellierung" sind die hohen Jahresniederschläge und eine oberflächennah anstehende Basisfolge, welche die Perkolation der Sickerwässer behindert. Dies führt zu einer intensiven Durchspülung des Oberbodens, die dessen Basenverarmung zur Folge hat. Einfache Profilbilanzierungen ergeben regelmäßig die höchsten Auswaschungsverluste für Magnesium (ca. 50%).

Auf eine Basenabfuhr weist auch die chemische Zusammensetzung der stark sauren Sickerwasser-Abflüsse dieser Areale hin, die auf der Anionenseite von SO_4 dominiert werden. Weil das Sulfat-Anion vorwiegend anthropogener Herkunft ist, dürften diese Entbasungsvorgänge durch indirekte menschliche Einwirkungen (via Deposition) erheblich beschleunigt worden sein.

Zwar liegt Aluminium in den Sickerwasser-Abflüssen v.a. in labiler Bindung vor, klare Hinweise auf phytotoxische Effekte fehlen jedoch.

Ferner zeichnet sich eine verstärkte Humusmineralisation ab, die mit SO_4- und NO_3-Freisetzungen einhergeht.

LITERATURVERZEICHNIS

AG BODENKUNDE der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland, (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.
331 S., 3. Aufl.

ALDINGER, E., (1987): Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald.
Freiburg. Bodenk. Abh., 19.

AMMER, U., BREITSAMETER, J. u. ZANDER, J., (1986): (unveröff.) Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben "Walderschließung und Wasserhaushalt".
FVA-Forschungsprojekt L 37, München (Bayer. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanst.)

ANDERSON, H.A., BERROW, M.L., FARMER, V.C., HEPBURN, A., RUSSEL, J.D. u. WALKER, A.D., (1982): A reassessment of soil podzol formation processes.
J. Soil Sci., 33, 125-136.

APEL, R. u. FAUTH, H., (1977): Hydrogeologische Verhältnisse.-In: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000 Bl.Nr.7046 Spiegelau u. Bl.Nr.7047 Finsterau, 137-153, München (Bayer. Geol. L.-Amt).

ARP, P.A. u. KRAUSE, H.H., (1984): The forest floor: lateral variability as revealed by a systematic sampling.
Can. J. Soil Sci., 64, 423-437.

BAHRENBERG, G. u. GIESE, E., (1975): Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie.
Teubner Studienbücher, 308 S., Teubner-Verlag, Stuttgart.

BALL, D.F. u. BEAUMONT, P., (1972): Vertical distribution of extractable iron and aluminium in soil profiles from a Brown Earth-Peaty Podzol association.
J. Soil Sci., 23, 298-308.

BARNES, R., (1975): The determination of specific forms of aluminum in natural water.
Chem. Geol., 15, 177-191.

BARRIUSO, E., PORTAL, J.M. u. ANDREUX, F., (1984): Separation des composes humiques et des associations organo-minerales d'un sol ocre humifere a structure microagregee (Umbric Dystrochrept): influence du pH des reactifs d'extraction.
Pedologie, 34, 257-274.

BAUBERGER, W., (1977): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000, Bl.Nr.7046 Spiegelau u. Bl.Nr. 7047 Finsterau (Nationalpark Bayerischer Wald). - München (Bayer. Geol. L.-Amt).

BAUER, J., SCMMITT, P., LEHMANN, R. u. FISCHER-SCHERL, T., (1987): Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Modellgebiet Obere Waldnaab (Oberpfälzer Wald, NO-Bayern).
Ber. d. Akademie f. Naturschutz u. Landschaftspflege, 11, 139-170.

BAUMGARTNER, A., (1958): Das Wasserangebot aus Regen und Nebel sowie die Schneeverteilung in den Wäldern am Großen Falkenstein (Bayer. Wald).
Mitt. d. Arbeitskreises "Wald u. Wasser", 3, 45-54, Koblenz.

BAYER. FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT, (1987): Waldschadensinventur Bayern 1987.
(unveröff.) Arbeitsanleitung der FVA, München.

BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, (1984): Lufthygienischer Jahresbericht 1983.
Schriftenr. Bayer. L.-Amt f. Umweltschutz, 60, 209 S.

BENECKE, P., (1979): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling (Methoden und Ergebnisse).
Habil.- Arbeit, Universität Göttingen.

ders., (1987): Die Versauerung bewaldeter Wassereinzugsgebiete.
Geowissenschaften in unserer Zeit, 5, 19-26.

BIBUS, E., NAGEL, G. u. SEMMEL, A., (1976): Periglaziale Reliefformung im zentralen Spitzbergen.
Catena, 3, 29-44.

BLUME, H.P. u. SCHWERTMANN, U., (1969): Genetic evaluation of profile distribution of aluminium, iron and manganese oxides.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 33, 438-444.

BLUME, H.P. u. HELLRIEGEL, Th., (1981): Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 144, 181-196.

BLÜTHGEN, J. u. WEISCHET, W., (1980): Allgemeine Klimageographie.
887 S., 3. Auflage, de Gruyter-Verlag, Berlin/New York.

BORG, H., (1986): Metal speciation in acidified mountain streams in Central Sweden.
Water, Air, and Soil Pollution, 30, 1007-1014.

BOSCH, C., PFANNKUCH, E., BAUM, U. u. REHFUESS, K.E., (1983): Über die Erkrankung der Fichte (Picea abies Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes.
Forstw. Cbl., 102, 167-181.

ders., (1986): Standorts- und ernährungskundliche Untersuchungen zu den Erkrankungen der Fichte (Picea abies (L.) Karst.) in höheren Gebirgslagen.
Forstl. Forschungsber. München, 75, 241 S.

BOSCH, C. u. REHFUESS, K.E., (1988): Über die Rolle von Frostereignissen bei den "neuartigen" Waldschäden. Forstw. Cbl., 107, 123-130.

BÖTTGER, A., EHHALT, D.H. u. GRAVENHORST, G., (1983): Atmosphärische Kreisläufe von Stickoxiden und Ammoniak.
Ber. KFA Jülich, Nr. 1558, 96 S.

BRINKMANN, R. (Hrsg.), (1967): Magmatismus und Umbildung der Gesteine.
Lehrbuch der Allgemeinen Geologie, Bd.3, 630 S., Enke-Verlag, Stuttgart

v. BÜLOW, (1964): Fichten- und Naturverjüngung in den Hochlagen des Bayerischen Waldes.
AFZ, 39, 593-595.

BUURMANN, P. u. VAN REEUWIJK, L.P., (1984): Proto-imogolite and the process of podzol formation: a critical note.
J. Soil Sci., 35, 447-452.

BUURMANN, P., (1985): Carbon/sesquioxide ratios in organic complexes and the transition albic-spodic horizon.
J. Soil Sci., 36, 255-260.

CAMPELL, P.G.C., THOMASSIN, D. u. TESSIER, A., (1986): Aluminum speciation in running waters on the canadian pre-cambrian shield: kinetic aspects.
Water, Air, and Soil Pollution, 30, 1023-1032.

CHAO, T.T., HARWARD, M.E. u. FANG, S.C., (1963): Cationic effects on sulphate adsorption by soils.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 27, 35-38.

CHEN, C.W., GHERINI, S.A., PETERS, N.E., MURDOCH, P.S., NEWTON, R.M. u. GOLDSTEIN, R.A., (1984): Hydrologic analysis of acidic and alkaline lakes.
Water Resour. Res., 20, 1875-1882.

CHILDS, C.W., PARFITT, R.L. u. LEE, R., (1983): Movement of aluminium as an inorganic complex in some podzolised soils, New Zealand.
Geoderma, 29, 139-155.

CHRISTOPHERSEN, N. u. WRIGHT, R.F., (1981): Sulfate budget and a model for sulfate concentrations in stream water at Birkenes, a small forested catchment in southernmost Norway.
Water Resour. Res., 17, 377-389

CHRISTOPHERSEN, N., SEIP, H. u. WRIGHT, R., (1982): A model for streamwater chemistry at Birkenes, Norway.
Water Resour. Res., 18, 977-996.

CHRISTEN, H.R., (1985): Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie.
756 S., 8. Auflage, Verlag Salle u. Sauerländer.

CLAUSS, G. u. EBNER, H., (1977): Grundlagen der Statistik.
530 S., 2. Aufl., Harri Deutsch-Verlag, Thun und Frankfurt a.M.

CLOPPER,C.J. u. PEARSON, E.S., (1934): The use of confidence or fiducial limits illustrated in the case of the binomial.
Biometrika, 26, 404-413.

CRONAN, C.S. u. SCHOFIELD, C.L., (1979): Aluminum leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watershed in the Northeast.
Science, 204, 304-306.

CULLIS, C.F. u. HIRSCHLER, M.M., (1980): Atmospheric sulfur; natural and man-made sources.
Atmos. Environ., 14, 1263-1278

DAVID, M.B., (1986): Chemistry differences in two streams entering an acidic lake in the Adirondack Mountains New York (USA).
Water, Air, and Soil Pollution, 29, 415-424.

DAWSON, H.J., UGOLINI, F.C., HRUTFIORD, B.F. u. ZACHARA, J. (1978): Role of soluble organics in the soil processes of a pozol, Central Cascades, Washington. Soil Science, 126, 290-295.

DE CONINCK, F., (1980): Major mechanisms in formation of spodic horizons. Geoderma, 24, 101-128.

DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, (1975): Exkursionsführer zur Jahrestagung 1975 in Regensburg. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 21, 55-102.

ders., (1979): Exkursionsführer zur Jahrestagung 1979 in Freiburg. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 28, 173-244.

ders., (1985): Systematik der Böden in der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 44, 1-90.

DE VIGURI Y GARAY, M.B., (1983): Determinacion de metales en muestras de suelos y material vegetal por medio de la espectroscopia de absorción atomica: Estandardización de los métodos de análisis de calcio, magnesio, hierro, manganeso y plomo. (unveröff.) Dipl.-Arbeit, Universität Madrid.

DICK, W.A. u. TABATABAI, M.A., (1979): Ion chromatographic determination of sulfate and nitrate in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 43, 899-904.

DRISCOLL, C.T., BAKER, J.P., BISOGNI, J.J. u. SCHOFIELD, C.L., (1980): Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. Nature, 284, 161-164.

DRISCOLL, C.T. u. NEWTON, R.M., (1985): Chemical characteristics of Adirondack Lakes. Environ. Sci. Technol., 19, 1018-1024.

DUCHAUFOUR, PH. u. SOUCHIER, B., (1965): Note sur un problem de classification: podzolisation chimique et differentiation du profil.
Pedologie, 15, 143-158.

ELLING, W. u. REHFUESS, K.E., (1984): Vorschlag eines Standardverfahrens für die physikalische und chemische Kennzeichnung von Waldböden.
Allg. Forst- u. J.Ztg., 155, 785-987.

ELLING, W., BAUER, E., KLEMM, G. u. KOCH, H., (1987): Klima und Böden.
Nationalpark Bayerischer Wald (Schriftenreihe), 1, 255 S., 2. Aufl.

EMBERGER, S., (1965): Die Stickstoffvorräte bayerischer Waldböden.
Forstw. Cbl., 84, 156-193.

ENGLUND, J.-O., (1986): Spring characteristics and hydrological models of catchments.
Nordic Hydrology, 17, 1-20.

FABRICIUS, F. u. MÖLLER, S., (1970): A buret cylinder for grain-size analysis of silt and clay (with Algol - program).
Sedimentology, 14, 39-50.

FACHGRUPPE WASSERCHEMIE in der Gesellschaft deutscher Chemiker (Hrsg.), (1971): Die Berechnung des gelösten Kohlendioxids (der freien Kohlensäure), des Carbonat- und Hydrogencarbonat-Ions.
Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV), D8, 6. Lieferung, Verlag Chemie, Weinheim.

ders., (1976): Bestimmung der Färbung.
Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV), C1, 8. Lieferung, Verlag Chemie, Weinheim.

FARMER, V.C., (1984): Distribution of allophane and organic matter in podzol B horizons: reply to Buurman and van Reeuwijk.
J. Soil Sci., 35, 453-458.

FARMER, V.C. u. FRASER, A.R., (1982): Chemical and colloidal stability of soils in the Al_2O_3-Fe_2O_3-SiO_2-H_2O system: their role in podzolization.
J. Soil Sci., 33, 737-742.

FASSBENDER, H.W. u. SEEKAMP,G., (1975): Zur Erfassung der leichtlöslichen Bindungsformen der Schwermetalle (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb) im Boden.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 22, 427-432.

FASSBENDER, H. W. u. AHRENS, E., (1977): Laborvorschriften und Praktikumsanleitung.
Göttinger Bodenkundl. Ber., 47, 1-88.

FAUTH, H., (1976): Hydrochemische Untersuchungen im Nationalpark Bayerischer Wald.
(unveröff.) Bericht Nr. 47 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 12 S., Hannover.

FEGER, K.-H., (1986): Biogeochemische Untersuchungen an Gewässern des Schwarzwaldes unter besonderer Berücksichtigung atmogener Stoffeinträge.
Freiburg. Bodenk. Abh., 17, 253 S.

FEGER, K.-H. u. BRAHMER, G., (1987): Biogeochemical and hydrological processes controlling water chemistry in the Black Forest (West Germany).
International Symposium on Acidification and Water Pathways, Bokesjø /Norwegen, 23-32.

FIEDLER, H.J. u. HOFMANN, W., (1986): Ältere und neuere Messungen zur Bodenacidität in Fichtenbeständen des Erzgebirges.
Wiss. Jahrestagung der Agrarwiss. Gesellsch. d. DDR in Dresden am 20.11.1985, 64-97,

FIEDLER, H.J., (1986): Zur Bodenversauerung in Forstökosystemen durch Biomasseentzug und Immissionen.
Wiss. Jahrestagung der Agrarwiss. Gesellsch. d. DDR in Dresden am 20.11.1985, 36-63.

FISCHER, M. u. REHFUESS, K.E., (1988): Schwefel-Vorräte und -Bindungsformen süddeutscher Waldböden in Abhängigkeit von der atmogenen Schwefel-Deposition.
(unveröff.) Schlußbericht des BMFT-Projekts Nr. 03 7332 4.

FITZPATRICK, E.A., (1956): An indurated soil horizon formed by permafrost.
J. Soil Sci., 7, 248-257.

FRANCKE CAMPAÑA, S.J., (1986): Bodenchemische Auswertung von Meliorationsversuchen in Kiefernbeständen (Pinus Silvestris L.) auf Phyllitstandorten in der Oberpfalz.
Dissertation, 211 S., Universität München.

FRIEDLAND, A.J., JOHNSON, A.H., SICCAMA, T.G. u. MADER, D.L. (1984): Trace metal profiles in the forest floor of New England.
Soil Sci. Soc. Am. J., 48, 422-425.

FULLER, R.D., DAVID, M.B. u. DRISCOLL, C.T., (1985): Sulfate adsorption relationships in forested spodosols of the northeastern USA.
Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 1034-1040.

FUNK, W., (1977): Konservierung von Proben zur späteren Analytik im Labor.
Vom Wasser, 48, 75-87.

GAMBLE, D.S., (1970): Titration curves of fulvic acid: the analytical chemistry of a weak acid polyelectrolyte.
Can. J. Chem., 48, 2662-2669.

GERTH, J. u. BRÖMMER, G., (1981): Einfluß von Temperatur und Reaktionszeit auf die Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Goethit.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 32, 229-238.

GODT, J. u. LUNKENBEIN, H., (1983): Höhenzonale Abhängigkeit der Schwermetallbelastung im Teutoburger Wald.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 38, 203-208.

GODT, J., (1985): Die Interception von Luftverunreinigungen durch Waldbestände in Abhängigkeit von Höhenlage und Bestandsstruktur.
Wald und Wasser, Tagungsbericht 5 der Fachtagung in Grafenau am 2.-4.9.1984, 149-151.

GREGOR, J.E. u. POWELL, H.K.J., (1988): Protonation reactions of fulvic acids.
J. Soil Sci., 39, 243-252.

GRENZIUS, R., (1984): Starke Versauerung der Waldböden Berlins.
Forstw. Cbl., 103, 131-139.

HALL, L.W., (1987): Acidification effects on larval striped bass, morone saxatilis, in Chesapeake Bay tributaries: a review.
Water, Air, and Soil Pollution, 35, 87-96.

HAUHS, M., (1986): A model of ion transport through a forested catchment at Lange Bramke, West Germany.
Geoderma, 38, 97-113.

HAUNER, U., (1980): Eiszeitliche Formen und Ablagerungen.
Nationalpark Bayerischer Wald (Schriftenreihe), 6, 198 S.

HAY, G.W., JAMES, J.H. u. VANLOON, G.W., (1985): Solubilization effects of simulated acid rain on the organic matter of forest soil; preliminary results.
Soil Science, 139, 420-430.

HECKER, A., (1982): Untersuchungen über den Einfluß von Standortsbedingungen im Einzugsgebiet auf die Wasserqualität von Bächen im Nationalpark Bayerischer Wald.
(unveröff.) Dipl.-Arbeit, Lehrst. f. Bodenkunde der Universität München.

HEIL, K. u. KREUTZER, K., (1988): Der Einfluß von Standort und Bestockung auf die Stofffracht im Sickerwasser von Waldbeständen des Nationalparks Bayerischer Wald.
(unveröff.) Zwischenbericht des FVA-Forschungsprojekts B 48, 25 S., - München (Bayer. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt)

HEINRICHS, H., KÖNIG, N. und SCHULTZ, R., (1985): Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probelösungen aus Waldökosystem-Untersuchungen.
Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, 8.

HILDEBRAND, E.E., (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen.
Forstw. Cbl., 105, 60-76.

HOFMANN, W. u. FIEDLER, H.J., (1986): Charakterisierung von Zersatzzone und Schuttdecken in mitteleuropäischen Gebirgsböden.
Chem. Erde, 45, 23-37.

HODGES, S.C., (1987): Aluminum speciation: a comparison of five methods.
Soil Sci. Soc. Am. J., 51, 57-64.

HÖLL, K., (1986): Wasser. Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie.
592 S., de Gruyter-Verlag, 7. Aufl., Berlin.

HÖLTING, B., (1980): Hydrogeologie.
340 S., Enke-Verlag, Stuttgart.

HORN, R., (1987): Die Bedeutung der Aggregierung für die Nährstoffsorption in Böden.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 150, 13-16.

HÜSER, R. u. REHFUESS, K.E., (1988): Stoffdeposition durch Niederschläge in ost- und südbayerischen Waldbeständen.
Forstl. Forschungsber. München, 86, 153 S.

HÜTTER, A.L., (1984): Wasser und Wasseruntersuchung.
Laborbücher Chemie, 344 S., Verlag Sauerländer, Aarau/Salzburg/Frankfurt a. M., 2. Auflage.

INSTITUT FÜR BODENKUNDE UND WALDERNÄHRUNGSLEHRE DER UNIVERSITÄT FREIBURG, (1987): Projekt ARINUS. Exkursionsführer zu den Untersuchungsgebieten Schluchsee und Villingen, (unveröff.), 12 S.

JARDINE, P.M., ZELAZNY, L.W. u. EVANS, A., (1986): Solution aluminium anomalies resulting from various filtering materials.
Soil Sci. Soc. Am. J., 50, 891-894.

JOHANNESSEN, M. u. HENRIKSEN, A., (1987): Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting.
Water Resour. Res., 14, 615-619.

JOHANNING, H., (1966): Die Verwendung von geochemischen Leitelementen - ein Beitrag zur Klärung der geologischen Stellung des Bärhaldegranits (Südschwarzwald).
Dissertation, TU München.

JOHNSON, A.H., SICCAMA, T.G. u. FRIEDLAND, A.J., (1982): Spatial and temporal patterns of lead accumulation in the forest floor in the northeastern United States.
J. Environ. Qual., 11, 125-128.

JORNS, A. u. HECHT-BUCHHOLZ, C., (1985): Aluminiuminduzierter Magnesium- und Calciummangel im Laborversuch bei Fichtensämlingen.
AFZ, 46, 1248-1252.

KAATZ, W., (1987): Kronenmerkmale und Jahrringbau an autochthonen Hochlagenfichten im Nationalpark Bayerischer Wald.
(unveröff.) Dipl.-Arbeit, FH Weihenstephan.

KARLSON, U. u. FRANKENBERGER, W.T., (1987): Single column ion chromatography: III. Determination of orthophosphate in soils.
Soil Sci. Soc. Am. J., 51, 72-74.

KAUPENJOHANN, M., SCHNEIDER, B.U., HANTSCHEL, R., ZECH, W. u. HORN, R., (1988): Sulfuric acid rain treatment of Picea abies (Karst.L): Effects on nutrient solution, throughfall chemistry, and tree nutrition.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 151, 123-126.

KEILEN, K., STAHR, K. u. ZÖTTL, H.W., (1976): Elementselektive Verwitterung und Verlagerung in Böden auf Bärhaldegranit und ihre Bilanzierung.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 139, 565-579.

KEILEN, K., (1978): Spurenelementverteilung und Bodenentwicklung im Bärhaldegranitgebiet (Südschwarzwald).
Freiburg. Bodenk. Abh., 8, 213 S.

KERN, H., (1954): Niederschlags-, Verdunstungs- und Abflußkarten von Bayern (Jahresmittel 1901-1951).
- Veröff. aus dem Arbeitsbereich der Bayer. Landesstelle f. Gewässerkunde, München.

KNEIB, W.D., (1984): Konzepte der Flächeninhaltsbeschreibung in Bodenkarten.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 40, 183-190.

KÖLLING, C. u. REHFUESS, K.E., (1987): Bioelementgehalte in der Bodenvegetation und im Auflagehumus von Hochlagen-Fichtenwäldern (Soldanello-Piceetum VOLK) des Inneren Bayerischen Waldes.
Allg. Forst- u. J.Ztg., 158, 195-199.

KRIETER, M. u. HABERER, K., (1985): Gefährdung des Grundwassers durch saure Niederschläge.
Vom Wasser, 64, 219-242.

KRUG, E.C. u. FRINK, C.R., (1983): Acid rain on acid soil: a new perspective.
Science, 221, 520-525.

LEE, Y.H., (1985): Aluminium speciation in different water types.
Ecol. Bull., 37, 109-119.

LEHMANN, R., SCHMITT, P. u. BAUER, J., (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland.
Informationen zur Raumentwicklung, 10, 893-922.

LIENIG, D. u. WIEMER, B., (1976): Zur Bestimmung des im Wasser gelösten organischen Kohlenstoffs (TOC).
Wasserwirtschaft und Wassertechnik, 26, 304-306.

LOVELAND, P.J. u. DIGBY, P., (1984): The extraction of Fe and Al by 0,1 M pyrophosphate solution: a comparison of some techniques.
J. Soil Sci., 35, 243-250.

MADEL, J., PROPACH, G. u. REICH, H., (1968): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000, Bl.Nr.6945 Zwiesel.
- München (Bayer. Geol. L.-Amt).

MARSCHNER, H., RÖMHELD, V. u. MARTIN, P., (1986): Root-induced changes in the rhizosphere: importance for the mineral nutrition of plants.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 148, 441-456.

MAY, H.M., HELMKE, P.A. u. JACKSON, M.L., (1979): Determination of mononuclear dissolved aluminum in near-neutral waters.
Chem. Geol., 24, 259-269.

MAYER, R., (1985): Schwermetallanreicherungen im Wurzelraum von Waldbeständen.
Wald u. Wasser, Tagungsbericht 5 der Fachtagung in Grafenau am 2.-4.9.1984, 445-455.

McKEAGUE, J.A., BRYDON, J.E. u. MILES, N.M., (1971): Differenciation of forms of extractable iron and aluminium in soils.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 35, 33-38.

McQUAKER, N.R. u. SANDBERG, D.K., (1988): Gran's titrations and ion balances: some analytical control limits for precipitation and surface waters.
Environ. Sci. Technol., 22, 590-592.

MEHRA, O.P. u. JACKSON, M.L., (1960): Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate.
Clay and Clay Minerals, 7, 317-327.

MILLER, W.R., ZELAZNY, L.W. u. MARTENS, D.C., (1986): Dissolution of synthetic crystalline and noncrystalline iron oxides by organic acids.
Geoderma, 37, 1-13.

MÜLLER, M., (1987): Bodenbildung auf Silikatunterlage in der alpinen Stufe des Oberengardins (Zentralalpen, Schweiz).
Catena, 14, 419-437.

NAND RAM u. RAMAN, K.V., (1983): Characterization of metal -humic and -fulvic acid complexes.
Pedologie, 33, 137-145.

NÄTSCHER, L., (1986): Zur Frage der Fe-Wertigkeit im NH_4Cl -Extrakt.
(unveröff.) Protokoll der Sitzung des Arbeitskreises "Bodenchemie" am 6./7.3.1986 in Deidesheim.

NIETO, K.F. u. FRANKENBERGER, W.T., (1985): Single column ion chromatography: I. Analysis of inorganic anions in soils.
Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 587-592.

NILSSON, S.I., u. BERGKVIST, B.O., (1983): Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podsol on the swedish westcoast.
Water, Air, and Soil Pollution, 20, 311-329.

NILSSON, S.I., (1985): Budgets of aluminium species, iron and manganese in the Lake Gardsjön catchment in SW Sweden.
Ecol. Bull. (Stockholm), 37, 120-132.

NODVIN, S.C., DRISCOLL, C.T. u. LIKENS, G.E., (1986): The effect of pH on sulfate adsorption by a forest soil.
Soil Science, 142, 69-75

ODÉN, S., (1976): The acidity problem - an outline of concepts.
Water, Air, and Soil Pollution, 6, 137-166.

OGNER, G. u. SCHNITZER, M., (1971): Chemistry of fulvic acid, a soil humic fraction, and its relation to lignin.
Can. J. Chem., 49, 1053-1063.

OH, K.-S., REUTENAUER, D. u. MERCIER, J.-L., (1987): Characterisation micromorphologique et hydrodynamique des niveaux structures par le gel quaternaire dans les formations superficielles du bassin-versant de la Fecht (Vosges, France).
Catena, 14, 485-499.

OTTMANN, E., (1985): Wasserbeschaffenheit und Stoffaustrag der Gr. Ohe bei Taferlruck.
Wald und Wasser, Tagungsbericht 5 der Fachtagung in Grafenau am 2.-4.9.1984, 457-466.

PARFITT, R.L., ATKINSON, R.J. u. SMART, R.S.C., (1975): The mechanism of phosphate fixation by iron oxides.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 39, 837-841.

PELIŠEK, J., (1969): Die vertikale Bodenzonalität im Gebiet des Böhmischen Massivs.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 124, 148-156.

PETERMANN, R. u. SEIBERT, P., (1979): Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bayerischer Wald.
Nationalpark Bayerischer Wald (Schriftenreihe), 4, 142 S.

PRIEHÄUSSER, G., (1928): Der Bayerische Wald im Eiszeitalter, I. Glaziale Spuren in der Umgebung des Gr. Arbersees.
Geognostische Jahreshefte, 40, 133-150.

ders. , (1951): Der Nachweis der Eiszeitwirkungen im Bayer. Wald mit Hilfe von Schuttausbildungen.
Geolog. Bl. f. NO-Bayern, 1, 81-91.

ders. , (1965): Die forstlich genutzten Böden.
- In: Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1:25 000, Bl.Nr.6945 Zwiesel, 77-107, München (Bayer. Geol. L.-Amt).

PROPACH, G., (1968): Lagerungsverhältnisse.
-In: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000, Bl.Nr.6945 Zwiesel, 53-59, München (Bayer. Geol. L.-Amt).

PUHE, J. u. ULRICH, B., (1985): Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald.
Archiv f. Hydrobiologie 102, 331-342.

REHFUESS, K.E., (1981a): Über die Wirkung der sauren Niederschläge in Waldökosystemen.
Forstw. Cbl., 100, 363-381.

ders., (1981b): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung.
Pareys Studientexte, 29, 192 S., Verlag Parey, Hamburg u. Berlin.

ders., (1983): Walderkrankungen und Immissionen - eine Zwischenbilanz.
AFZ, 44, 601-610

REUSS, J.O. u. JOHNSON, D.W., (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters.
Ecological Studies, 59, 115 S., Springer-Verlag, New York/Berlin/Heidelberg/Tokyo.

RICHTER, H., RUSKE, R. u. SCHWANEKE, W., (1970): Die periglaziäre Fazies im lößfreien Hügelland und im Mittelgebirge.
Petermanns Geogr. Mitt., 274, 57-97.

RICHTER, W. u. LILLICH, W., (1975): Abriß der Hydrogeologie.
281 S., Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

RIDDER, T.B. u. BUISHAND, T.A., (1985): Effects of storage on the composition of main components in rainwater samples.
Atmos. Environ., 19, 759-762.

RITVA, R., (1965): On the determination of soil pH.
The Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland, 37, 51-60.

ROSEN, K., (1982): Supply, loss and distribution of nutrients in three coniferous forest watersheds in central Sweden.
Reports in Forest Ecology and Forest Soils, 41, 70 S.

ROSENQVIST, I.TH., (1978): Alternative sources for acidification of river waters in Norway.
Sci. Total Environ., 10, 39-49.

RUPPERT, H., (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns.
GLA-Fachberichte, 2, 97 S., -München (Bayer. Geol. Landesamt).

ŠALY, R., (1972): Pleistozäne Periglazialbildungen als Muttersubstrat der Böden in den Westkarpathen.
Geoderma, 7, 79-92.

SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P., (1984): Lehrbuch der Bodenkunde.
442 S., 11. Auflage, Enke-Verlag , Stuttgart.

SCHIERL, R., GÖTTLEIN A., HOHMANN, E., TRÜBENBACH, D. u. KREUTZER, K., (1986): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf Humusstoffe sowie die Aluminium- und Schwermetalldynamik in wässrigen Bodenextrakten.
Forstw. Cbl., 105, 309-313.

SCHILLING, W. u. WIEFEL, H., (1962): Jungpleistozäne Periglazialbildungen und ihre regionale Differenzierung in einigen Teilen Thüringens und des Harzes.
Geologie, 11, 428-460.

SCHLICHTING, E. u. BLUME H.P., (1966): Bodenkundliches Praktikum.
209 S., Parey-Verlag, Berlin.

SCHOEN, R., WRIGHT, R. u. KRIETER, M., (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland.
Naturwissenschaften, 71, 95-97.

SCHWEDT, G. u. SCHNEPEL, F.-M., (1981): Analytisch-chemisches Umweltpraktikum.
136 S., Thieme-Verlag, Stuttgart/New York.

SCHRÖTER, H. u. ALDINGER, E., (1985): Beurteilung des Gesundheitszustandes von Fichte und Tanne nach der Benadelungsdichte.
AFZ, 46, 438-442.

SCHWERTMANN, U., (1964): Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung.
Z. Pflanzenernaehr., Düng., Bodenkunde, 105, 194-202.

SCHWERTMANN, U., FISCHER, W.R. u. PAPENDORF, H., (1968): The influence of organic compounds on the formation of iron oxides.
Internat. Congress of Soil Science, Transactions, Bd.1, 645-655, Adelaide.

SELLNER, C. (Hrsg.), (1988): Der Gläserne Wald - Ein Führer zu historischen Stätten, Glashütten und Museen in Ostbayern.
160 S., Prestel-Verlag, München.

SHARPE, W.E., DE WALLE, D.R., LEIBFRIED, R.T., DINICOLA, R.S., KIMMEL, W.G. u. SHERWIN, L.S., (1984): Causes of acidification of four streams on Laurel Hill in southwest Pennsylvania.
J. Environ. Qual., 13, 619-631.

SMITH, R.W. u. HEM, J.D., (1972): Effect of aging on aluminum hydroxide complexes in dilute aqueous solutions.
US Geologigal Survey, water-supply paper 1827-D, 51 S., Washington D.C.

SOIL CONSERVATION SERVICE, (1967): Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples.
Soil Survey Investigation Report, 1, 50 S., U.S. Dep. of Agriculture, Washington D.C.

ders., (1975): Soil taxonomy.
Agriculture Handbook, 436, U.S. Dep. of Agriculture, Washington D.C.

SPITZY, A., (1985): Gelöster organischer Kohlenstoff in Bächen des Einzugsgebietes "Gr. Ohe" (Bayer. Wald). Wasser und Wald, Tagungsbericht 5 der Fachtagung in Grafenau am 2.-4.9.1984, 445-455.

SREE RAMULU, U.S., PRATT, P.F. u. PAGE, A.L., (1967): Phosphorus fixation by soils in relation to extractable iron oxides and mineralogical composition. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 31, 193-196.

STAHR, K., (1975): Qualitative und quantitative Erfassung von Schichtgrenzen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 22, 633-644.

ders., (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standorteigenschaften im Südschwarzwald. Freiburg. Bodenk. Abh., 9.

STAHR, K., ZÖTTL, H.W. u. HÄDRICH, FR., (1980): Transport of trace elements in ecosystems of the Bärhalde watershed in the southern Black Forest. Soil Science, 130, 217-224.

SULLIVAN, T.J., CHRISTOPHERSEN, N., MUNIZ, I.P., SEIP, H.M. u. SULLIVAN, P.D., (1986): Aqueous aluminium chemistry response to episodic increases in discharge. Nature, 323, 324-327.

SÜSSER, P., (1986): Anmerkung zur Bestimmung von Aluminium im NH_4Cl-Extrakt mit potentiometrischer Titration. (unveröff.) Protokoll der Sitzung des Arbeitskreises "Bodenchemie" am 5./7.3.1986 in Deidesheim, S: 3.

THOMANN, C., (1963): Quelques observations sur l'extraktion de l'humus dans les sols. Methode au pyrophosphate de sodium. Cahiers ORSTOM, Pedologie, 3, 43-73.

THOMAS, W., RIESS, W. u. HERRMANN, R., (1983): Processes and rates of deposition of air pollutions in different ecosystems. -In: "Effects of accumulation of air pollutions in forest ecosystems", Hrsg.: ULRICH, B. u. PANKRATH, J., 65-82, Dordrecht.

TURNER, R.C. u. VAN SULEIMAN, (1971): Kinetics of reactions of 8-quinolinol and acetate with hydroxyaluminum species in aqueous solutions. 1.Polynuclear hydroxyaluminum cations.
Can. J. Chem., 49, 1683-1690.

TYLER, G., (1981): Leaching of metals from the A-horizon of a spruce forest soil.
Water, Air, and Soil Pollution, 15, 353-369.

ULRICH, B., MAYER, R. u. KHANNA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling.
Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 58, 291 S.

ULRICH, B. u. MATZNER, E., (1983): Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen.
Luftreinhaltung, Forschungsbericht 104 02 615, Bundesministerium des Innern.

ULRICH, B., MEIWES, K.J., KÖNIG, N. u. KHANNA, P.K., (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden.
Der Forst- u. Holzwirt, 39, 278-286.

ULRICH, B., (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43, 159-187.

ders., (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten.
Forstw. Cbl., 105, 421-435.

ders., (1988a): Ökochemische Kennwerte des Bodens.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 151, 171-176.

ders., (1988b): Chemische Eigenschaften von Waldböden im Nordwestdeutschen Pleistocän und deren Gruppierung nach Pufferbereichen.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 229-235.

UMWELTBUNDESAMT in Zusammenarbeit mit der ad hoc-Arbeitsgruppe "Gewässerversauerung", (1986): Empfehlungen zur Überwachung von Oberflächengewässern, Gewässerversauerung durch Luftschadstoffe. Empfehlungen zur Methodik und Wahl der Entnahmestellen, (unveröff.).

VAN BREEMEN, N., DRISCOLL, C.T. u. MULDER, J., (1984): Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters.
Nature, 307, 599-604.

VAN MIEGROET, H. u. COLE, D.W., (1985): Acidification sources in red alder and douglas fir soils - importance of nitrification.
Soil Sci. Soc., Am. J., 49, 1274-1279.

VEN TE CHOW, PH. D. (Hrsg.), (1964): Handbook of applied hydrology.
Mc Graw-Hill-Verlag.

VERLOO, M.G u. COTTENIE, A., (1972): Stability and behaviour of complexes of Cu, Zn, Fe, Mn and Pb with humic substances of soils.
Pedologie, 22, 174-184.

VOSSMERBÄUMER, H., (1976): Allgemeine Geologie.
277 S., Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

WALDMANN, G., (1959): Schnee und Bodenfrost als Standortfaktoren am Gr. Falkenstein (Bayer. Wald).
Forstw. Cbl., 78, 98-108.

WIECHMANN, H., (1978): Stoffverlagerung in Podsolen.
Hohenheimer Arbeiten, Reihe: Pflanzliche Produktion, 94, 139 S.

WINTER, H., (1963): Geologisch-petrographische Untersuchungen auf der Nordwesthälfte des Blattes 7044 Regen. (unveröff.) Dipl.-Arbeit, Universität München.

ZANDER, J., AMMER, U. u. BREITSAMETER, J., (1988): Experimentelle Untersuchungen über den Einfluß des Befahrens auf die Oberbodenverdichtung.
Forstw. Cbl., 107, 112-122.

ZECH, W. u. POPP, E., (1983): Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichtensterben in NO-Bayern.
Forstw. Cbl., 102, 50-55.

v. ZEZSCHWITZ, E., (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 143, 692-700.

ders. , (1984): Grundsätze für Bodenkartierungen zur forstlichen Standorterkundung.
Geolog. Jahrb., Reihe F, H.16, 38 S.

v. ZEZSCHWITZ, E., SCHWERTMANN, U. u. ULRICH, B., (1973): Die Podsolierungsstadien von Braunerden aus Schieferschutt.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 136, 40-51.

ZHANG, G.Y., ZHANG, X.N. u. YU, T.R., (1987): Adsorption of sulphate and fluoride by variable charge soils.
J. Soil Sci., 38, 29-38.

ZIESAK, M., (1988): Über die Borgehalte ausgewählter Böden in den Hochlagen des Bayerischen Waldes.
(unveröff.) Dipl.-Arbeit, Lehrst. f. Bodenkunde der Universität München.

ZÖTTL, H.W., STAHR,K. u. KEILEN, K., (1977): Spurenelementverteilung in einer Bodengesellschaft im Bärhaldegranitgebiet (Südschwarzwald).
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 25, 143-148.

ZÖTTL, H.W. u. MIES, B., (1983): Nährelementversorgung und Schadstoffbelastung von Fichtenökosystemen im Südschwarzwald unter Immissionseinfluß.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 38, 429-434.

ZÖTTL, H.W., FEGER, K.-H. u. BRAHMER, G., (1985): Versauerung und Schwermetalleinträge in Seen des Schwarzwaldes.
PEF-Berichte, 2, 285-302.

ZÖTTL, H.W., FEGER, K.-H. u. BRAHMER, G., (1987): Projekt ARINUS: I. Zielsetzung und Ausgangslage.
KfK-PEF-Berichte, 12, 269-281.

ZÖTTL, H.W., (1987): Stoffumsätze in Ökosystemen des Schwarzwaldes.
Forstw. Cbl., 106, 105-114.

A N H A N G

Tab. 1: RAHMENDATEN FÜR DIE UNTERSUCHTEN HOCHLAGEN-PEDONS

Profil	Bodentyp	R-H-Wert	Höhenlage m ü. NN	Exposition	Relief	Ausgangsgestein	Humusform	Bestockung
Lusen A	Torf-Hanggley	R 46 10160 H 54 23320	1262	W	Hangfuß	Granit	rohhumusart. Moder	Fi Altbest.
Lusen B	Hochlagen-Podsol	R 46 09840 H 54 23280	1253	-	Plateau	Granit	Rohhumus	Fi Altbest.
Lusen C	Braunerde-Podsol	R 46 09560 H 54 23720	1230	NW	flacher Hang	Gabbro	Moder	Fi Altbest.
Lusen D	Podsol-Braunerde	R 46 09260 H 54 23280	1190	W	flacher Hang	Granit	rohhumusart. Moder	Fi-(Bu) Altbest.
Lusen E	Podsol-Braunerde	R 46 09260 H 54 24040	1205	NW	flacher Hang	Granit	rohhumusart. Moder	Fi Altbest.
Steinschachten A	Hochlagen-Podsol	R 46 04440 H 54 27080	1277	-	Plateau	Gneis	Rohhumus	Fi Altbest.
Steinschachten B	Braunerde-Podsol	R 46 04280 H 54 26940	1250	SW	mäßige Hanglage	Gneis	Rohhumus	Fi Altbest.
Steinschachten C	Braunerde-Podsol	R 46 04220 H 54 26800	1235	SW	mäßige Hanglage	Gneis	rohhumusart. Moder	Fi Altbest.
Steinschachten D	Podsol-Braunerde	R 46 04140 H 54 26630	1205	SW	mäßige Hanglage	Gneis	Moder	Fi-Bu Altbest.
Steinschachten E	Hochlagen-Hanggley	R 46 04380 H 54 26600	1190	SW	mäßige Hanglage	Gneis	rohhumusart. Moder	Fi-(Bu) Altbest.
Lackenberg A	Hochlagen-Podsol	R 45 95760 H 54 41480	1330	-	Plateau	Gneis	rohhumusart. Moder	Fi (Windwurf)
Lackenberg B	Braunerde-Podsol	R 45 95380 H 54 41480	1308	NW	ausgepr. Hanglage	Gneis	rohhumusart. Moder	Fi Altbest.
Lackenberg C	Podsol-Hanggley	R 45 94640 H 54 41020	1210	SW	mäßige Hanglage	Gneis	Moder	Fi Altbest.
Lackenberg D	Pseudogley-Podsol	R 45 94410 H 54 40900	1205	SO	Sattellage	Gneis	Moder	Fi Altbest.
Lackenberg E	Braunerde-Podsol	R 45 94040 H 54 40590	1225	NO	mäßige Hanglage	Gneis	Moder	Fi Altbest.
Lackenberg F	Hochlagen-Podsol	R 45 93920 H 54 40280	1262	-	Plateau	Gneis	Rohhumus	Fi Altbest.

VEGETATIONSAUFNAHMEN (KRAUT- UND MOOSSCHICHT)

Arbeitsgebiet Lusen

Lusen A

luzula sylvatica
athyrium distentifolium
trientalis europaea
soldanella montana
homogyne alpina
maianthemum bifolium
calamagrostis villosa
vaccinium myrtillus
prenanthes purpurea
dicranum scoparium
oxalis acetosella
polytrichum formosum
polytrichum commune
barbilophozia lycopodoides

Lusen B

deschampsia flexuosa
luzula sylvatica
athyrium distentifolium
trientalis europaea
calamagrostis villosa
vaccinium myrtillus
polytrichum formosum
barbilophozia lycopodoides

Lusen C

deschampsia flexuosa
luzula sylvatica
athyrium distentifolium
trientalis europaea
streptopus amplexifolius
rumex acetosella
soldanella montana
oxalis acetosella
maianthemum bifolium
vaccinium myrtillus
trisetum flavescens
ptilidium ciliare
polytrichum formosum
spagnum nemoreum
polytrichum commune

Lusen D

vaccinium myrtillus
calamagrostis villosa
athyrium distentifolium
deschampsia flexuosa
luzula sylvatica
polytrichum formosum
spagnum nemoreum

Lusen E

vaccinium myrtillus
calamagrostis villosa
athyrium distentifolium
deschampsia flexuosa
luzula sylvatica
polytrichum formosum
polytrichum commune
barbilophozia lycopodoides

Arbeitsgebiet Steinschachten

Steinschachten A

calamagrostis villosa
luzula sylvatica
dryopteris dilatata
deschampsia flexuosa
lycopodium annotinum
polytrichum formosum
spagnum nemoreum

Steinschachten B

calamagrostis villosa
luzula sylvatica
agrostis stolonifera
deschampsia flexuosa
dryopteris dilatata
polytrichum formosum

Steinschachten C

calamagrostis villosa	deschampsia flexuosa	polytrichum formosum
luzula sylvatica	dryopteris dilatata	
deschampsia cespitosa		

Steinschachten D

luzula sylvatica	dryopteris dilatata	polytrichum formosum
oxalis acetosella	polygonatum verticillatum	
adenostyles alliariae		

Steinschachten E

prenanthes purpurea	soldanella montana	polytrichum formosum
calamagrostis villosa	blechnum spicant	luzula sylvatica

Arbeitsgebiet Lackenberg

Lackenberg A

vaccinium myrtillus	athyrium distentifolium	polytrichum formosum
homogyne alpina	calamagrostis villosa	barbilophozia lycopodoides
deschampsia flexuosa	oxalis acetosella	

Lackenberg B

athyrium distentifolium	homogyne alpina	spagnum nemoreum
oxalis acetosella	calamagrostis villosa	
vaccinium myrtillus	luzula sylvatica	
maianthemum bifolium	melampyrum pratense	

Lackenberg C

vaccinium myrtillus	homogyne alpina	spagnum nemoreum
calamagrostis villosa	dryopteris dilatata	polytrichum formosum
deschampsia flexuosa	blechnum spicant	polytrichum commune
soldanella montana	trientalis europaea	

Lackenberg D

deschampsia flexuosa	dryopteris dilatata	polytrichum commune
luzula sylvatica	oxalis acetosella	polytrichum formosum
		spagnum nemoreum

Lackenberg E

deschampsia flexuosa	luzula sylvatica	polytrichum commune
dryopteris dilatata	athyrium distentifolium	
vaccinium myrtillus	lycopodium annotinum	
iuncus effusus	oxalis acetosella	

calamagrostis villosa	deschampsia flexuosa	polytrichum commune
dryopteris dilatata	athyrium distentifolium	

ERLÄUTERUNGEN ZUM TABELLENTEIL (BODEN):

Die bodenphysikalischen Parameter (*) beruhen auf Schätzungen, die mit Hilfe von Tabellen der AG BODENKUNDE (1982) durchgeführt worden sind.

Bei pedogenem Al, Fe und Mn werden für die dithionit- und oxalatlöslichen Fraktionen die humuskorrigierten Gehalte angegeben.

Die Gesamtgehaltsbestimmungen für Zn, Cu, Pb, Cr und Ni wurden vom Bayerischen Geologischen Landesamt für die Pedons am Steinschachten durchgeführt.

X_t = Gesamtgehalt des Elements X

X_d = Dithionitlöslicher Anteil des Elements X
X_o = Oxalatlöslicher Anteil des Elements X
X_p = Na-pyrophosphatlöslicher Anteil des Elements X

KAK_e = Effektive Kationenaustauschkapazität
BS = Basensättigung

GPV = Gesamtporenvolumen
FK = Feldkapazität (pF > 1,8)
nFK = Nutzbare Feldkapazität (pF 4,2 - 1,8)
Lk = Luftkapazität (pF < 1,8)
K_f = Durchlässigkeitsbeiwert

Durchwurzelungsintensität: w 1 = sehr schwach
w 2 = schwach
w 3 = mittel
w 4 = stark
w 5 = sehr stark

Erläuterungen zu den wässrigen Bodenextrakten s. Wasseranalysen

ARBEITSGEBIET LUSEN (GRANIT, GABBRO)

Tab. 2: Torf-Hanggley (Lusen A, Granit)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			-I- - g/g		- -I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	13-10	-	52.1		1.8	29	634	3.65	2.77	0.8	4.3	6.6	<0.1	2.0
Oh	10- 0	-	49.7		2.2	23	497	3.30	2.70	1.0	4.0	9.0	<0.1	1.6
H	0 -10	10YR2/2	24.4	6.4	1.5	16	108	4.44	3.60	2.2	40.6	36.8	0.1	2.1
AaGo	10-18	5YR3/2	10.1	3.5	0.5	20	76	4.30	3.80	1.3	32.8	61.8	0.2	4.6
AhGo	18-31	10YR4/4	4.1	1.5	0.2	25	56	4.39	4.07	0.7	27.0	69.2	0.2	4.4
II BvCv	31-70	10YR5/4	1.8	0.8	0.1	25	29	4.61	4.34	0.6	25.0	70.3	0.3	6.3

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
0.4	1.0	1.2	89	27	-	-	-	9.4	1.1	0.9	8.6	0.8	0.1	0.2
0.4	2.2	2.0	68	26	-	-	-	14.3	3.2	1.4	8.0	1.0	0.0	0.6
1.6	9.5	12.2	40	<20	-	-	-	2.0	1.3	0.7	1.0	0.6	0.0	0.6
1.9	16.0	25.2	45	27	-	-	-	0.0	1.1	0.4	0.8	0.4	0.0	0.3
2.6	19.5	28.5	37	<20	-	-	-	0.0	1.1	0.3	0.5	0.1	0.0	0.1
4.5	19.7	28.0	56	<20	-	-	-	0.0	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 2

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES					FE, AL, MN				
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IA% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
2.8	24.1	47.1										
6.1	34.6	39.3										
9.7	15.8	22.0	51.3	26.6	14.0	21.8	15.5	11.8	<0.1	<0.1	0.5	0.1
8.0	10.7	24.6	39.2	33.1	10.4	14.4	12.9	9.1	<0.1	<0.1	0.8	0.2
4.8	6.9	29.8	19.2	15.3	4.9	10.1	7.5	6.4	<0.1	<0.1	0.8	0.2
3.3	4.0	17.0	11.7	8.8	3.2	7.0	6.9	4.7	0.1	<0.1	0.8	0.1

Forts. Tab. 2

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew. % FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff			Sand			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(FE-	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
---- I	---------- Äquivalent ø in µm							---------- I	--- Vol. %	-----
									95	30
0.7	36	12	13	3	11	14	11	60	95	25
0.9	19	7	10	6	14	14	30	60	73	6
0.7	12	6	11	10	12	15	34	80	59	17
1.0	14	4	13	10	12	24	23	80	36	7

Forts. Tab. 2

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
bezogen)				
------ I-cm/Tag-I				
65	55			
70	60	40-300	locker	w 3-4
67	37	100-300	m. locker	w 2-3
42	31	"	"	w 1-2
29	16	1-40	m.lock./m.d.	w 0-1

Forts. Tab. 2

Tab. 3: Hochlagen-Podsol (Lusen B, Granit)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g - -		I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	10- 4		54.0		1.9	29	720	3.43	2.77	0.7	3.5	6.6	0.1	2.1
Oh	4- 0		48.7		1.8	27	728	3.15	2.65	0.7	3.7	9.7	<0.1	2.2
Ae	0- 4	2.5 Y3/0	1.9	0.2	0.1	21	74	3.55	3.10	0.3	3.5	44.1	0.1	5.1
Aeh	4-10	5 YR 3/1	5.0	2.3	0.2	27	59	3.76	3.14	0.8	11.6	46.0	0.1	5.4
Bsh	10-20	10YR 2/2	7.9	3.7	0.3	24	52	3.72	3.40	1.5	19.2	55.1	0.1	4.4
Bhs	20-29	2.5YR2/4	7.2	3.5	0.2	35	60	4.41	4.23	1.2	34.4	65.4	0.2	7.0
II GoBsv	29-39	7.5YR5/8	1.1	0.5	0.0	23	10	4.54	4.33	1.1	26.3	67.4	0.4	7.5
III(Go)Bsv	39-63	5 YR 3/3	2.6	1.9	0.1	29	26	4.57	4.26	1.0	17.5	68.0	0.2	5.9
(Go)Bv	63-80	5 YR 3/4	2.2	1.2	0.1	28	17	4.44	4.30	1.3	19.0	44.0	0.2	6.7
IV CvBv	80-95	10YR 5/4	1.8	0.3	0.0	35	17	4.51	4.45	1.0	30.6	61.9	0.5	7.2

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
0.4	1.0	1.0	80	24	-	-	-	11.5	1.9	0.9	11.7	0.8	0.2	0.4
0.4	3.5	3.0	95	<20	-	-	-	13.8	5.5	1.2	9.8	1.1	0.1	0.3
0.6	15.0	41.5	21	<20	-	-	-	1.3	0.4	0.1	0.3	0.1	0.0	0.1
1.4	17.7	35.5	36	<20	-	-	-	3.0	1.6	0.2	0.7	0.2	0.0	0.5
2.9	17.7	26.7	41	<20	-	-	-	2.4	1.9	0.3	0.8	0.2	0.0	0.5
4.0	20.0	20.0	57	<20	-	-	-	0.0	1.9	0.2	0.5	0.1	0.0	0.2
6.7	21.7	24.7	86	22	-	-	-	0.0	0.2	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0
4.2	20.5	27.0	63	<20	-	-	-	0.0	0.7	0.1	0.2	0.0	0.0	0.1
4.3	23.0	26.5	56	<20	-	-	-	0.0	1.5	0.2	0.6	0.1	0.0	0.0
8.5	20.5	25.5	100	22	-	-	-	0.0	0.9	0.2	0.2	0.1	0.0	0.0

Forts. Tab. 3

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			P E D O G E N E S						F E, A L, M N			
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IÄ% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
3.0	30.5	50.2										
2.5	34.4	51.2										
1.3	3.6	25.0	0.5	0.2	0.1	0.7	0.3	0.2	<0.1	<0.1	0.3	0.0
5.8	12.0	22.9	7.2	5.6	3.1	3.4	2.6	2.4	<0.1	<0.1	0.8	0.1
8.9	15.1	21.6	15.2	12.5	8.7	9.0	7.7	6.9	<0.1	<0.1	0.8	0.2
5.7	8.6	32.2	28.3	22.2	13.7	25.3	23.2	17.0	<0.1	<0.1	0.8	0.2
2.7	3.5	21.4	8.4	2.6	0.7	5.9	6.9	3.4	0.1	0.1	0.3	0.1
3.2	4.4	24.7	8.8	4.0	3.2	13.8	12.2	11.3	<0.1	<0.1	0.5	0.1
2.7	5.2	46.6	6.8	5.4	3.0	10.2	10.1	9.4	<0.1	<0.1	0.8	0.1
2.5	3.9	36.2	8.0	1.9	0.3	5.2	5.0	2.7	0.2	<0.1	0.2	0.0

Forts. Tab. 3

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	K O R N G R Ö S S E N V E R T E I L U N G (G e w. % F E)								B O D E N -	
Al_o/Al_d	Ton	S c h l u f f			S a n d			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(F E -	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
- - - - I - - - - - - - - - - - - - Äquivalent ø in µm - - - - - - - - - - -I - - - Vol. % - - - - -										
									95	30
0.4	7	6	14	9	15	16	33	40	52	18
0.7	8	4	6	4	16	23	39	50	58	21
0.9	9	4	8	5	10	20	44	60	67	14
0.9	12	5	8	2	5	17	51	60	65	14
1.1	12	12	8	7	13	19	29	80	43	14
0.9	9	6	5	5	4	12	59	80	37	8
1.0	6	3	6	6	7	14	58	80	34	10
0.9	16	12	22	13	15	11	11	80	37	5

Forts. Tab. 3

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
-----I-cm/Tag-I				
65	55			
34	24	40-100	m. locker	w 2
37	28	100-300	"	w 2-3
53	38	"	"	w 3-4
51	36	"	"	w 2-3
29	17	40-100	m.d./dicht	w 1
29	18	1-40	dicht	-
24	17	"	"	-
32	15	1-10	"	-

Forts. Tab. 3

Tab. 4: Braunerde-Podsol (Lusen C, Gabbro)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -I- - g/g - -I					H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	6- 3		48.2		2.2	22	337	4.10	3.29	1.4	5.7	12.8	0.1	2.0
Oh	3- 0		42.5		2.1	20	291	3.75	3.31	1.5	10.4	17.2	0.2	4.2
Aeh	0- 3	10YR4/1	9.9	2.9	0.7	14	69	3.78	3.51	1.4	41.9	52.3	0.8	21.5
(Sw)Bhs	3- 9	5 YR3/3	9.6	3.0	0.5	19	88	3.95	3.71	1.1	54.9	60.0	0.8	22.1
Bhs	9-22	10YR4/4	6.6	2.1	0.3	22	67	4.40	4.30	1.0	53.2	75.9	0.9	24.0
SwBvs	22-37	10YR5/4	6.1	1.9	0.3	21	58	4.54	4.43	1.0	53.2	81.2	1.0	24.1
II CvBsv	37-70	10YR5/4	2.5	1.2	0.1	18	19	4.48	4.47	1.3	50.1	73.8	0.9	29.7
BvCv	70-90	10YR6/4	0.5	0.2	0.0	17	5	4.54	4.59	1.0	47.4	70.9	0.9	30.1

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde			µg/g Feinerde					mval IÄ/100g Feinerde						
2.0	2.5	2.5	53	<20	-	-	-	6.5	1.8	1.4	1.6	0.6	0.1	0.6
4.5	8.0	2.0	64	23	-	-	-	6.1	8.0	1.8	2.5	0.9	0.0	0.7
19.3	15.5	7.0	86	24	-	-	-	2.1	2.8	0.4	0.7	0.3	0.0	0.4
20.8	16.2	7.0	68	22	-	-	-	0.0	4.6	0.4	0.9	0.3	0.0	0.4
23.3	17.2	8.0	83	21	-	-	-	0.0	3.3	0.3	0.6	0.2	0.0	0.0
22.8	17.7	8.0	87	25	-	-	-	0.0	1.5	0.2	0.4	0.1	0.0	0.0
25.1	21.0	9.0	88	29	-	-	-	0.0	2.4	0.2	0.5	0.1	0.0	0.0
28.3	21.0	11.7	92	34	-	-	-	0.0	0.5	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 4

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES					FE, AL, MN				
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
		IÄ%	mg/g Feinerde									g/g
12.7	25.3	21.6										
14.0	33.9	38.8										
6.1	12.8	33.1	13.5	11.1	8.2	5.6	5.4	4.0	<0.1	<0.1	0.8	0.1
8.1	14.8	42.4	26.3	19.4	12.4	8.6	6.6	5.1	<0.1	<0.1	0.7	0.2
3.9	8.3	53.2	19.1	11.7	4.8	14.5	11.9	8.4	0.1	<0.1	0.6	0.2
3.6	5.9	38.0	17.6	8.9	7.0	18.6	14.4	12.2	0.1	<0.1	0.5	0.2
2.9	6.1	52.1	9.7	4.2	2.9	13.5	11.2	8.3	0.1	<0.1	0.4	0.1
2.3	3.1	26.0	3.8	1.0	0.2	3.0	5.7	2.1	0.1	<0.1	0.3	0.1

Forts. Tab. 4

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew. % FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV (FE-	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
---- I	---------- Äquivalent ø in µm							-I --- Vol. % -----		
									95	30
1.0	12	9	12	12	28	15	12	10	67	11
0.8	13	7	12	11	27	17	13	10	67	11
0.8	11	8	13	13	29	14	12	10	64	15
0.8	9	7	13	14	30	18	9	40	61	16
0.8	14	6	7	9	27	19	18	70	36	7
1.9	5	6	9	11	25	19	25	70	35	9

Forts. Tab. 4

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
------	-I-cm/Tag-I			
65	55			
56	37	100-300	locker	w 2-3
56	37	"	"	"
49	36	"	"	"
45	33	"	m.dicht	w 2
29	16	1-40	"	w 1-2
26	15	"	m.d./dicht	-

Forts. Tab. 4

Tab. 5: Podsol-Braunerde (Lusen D, Granit)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -I- - g/g - -I					H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	12- 5		50.0		2.1	24	595	3.32	2.88	0.8	3.3	3.9	<0.1	1.9
Oh	5- 0		46.2		2.0	23	544	3.16	2.74	0.8	3.8	11.7	<0.1	1.3
Aeh	0- 6	10YR3/1	18.0	4.9	0.9	21	133	3.90	3.68	1.3	13.1	36.7	0.1	3.1
AehBsv	6-15	10YR3/2	13.1	3.1	0.6	23	120	4.10	3.86	1.1	16.3	40.4	0.1	4.1
Bsv	15-24	5 YR3/3	7.4	2.2	0.3	24	92	4.21	4.00	0.8	21.6	42.8	0.2	4.3
GoBsv	24-53	10YR4/3	4.5	1.7	0.2	26	62	4.25	4.08	0.7	26.0	45.4	0.3	5.4
II BvCv	53-82	10YR5/3	0.9	0.4	0.0	21	10	4.40	4.25	0.9	23.1	46.7	0.3	6.6

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
0.4	3.0	1.0	87	22	-	-	-	10.3	6.8	1.5	6.2	1.3	0.2	0.4
0.4	5.2	3.0	96	22	-	-	-	10.6	9.6	1.5	6.9	1.3	0.0	0.3
0.9	13.5	19.5	46	<20	-	-	-	0.0	6.1	0.6	0.9	0.4	0.0	0.1
1.9	17.5	24.0	46	23	-	-	-	0.0	4.3	0.4	0.5	0.2	0.0	0.1
2.7	18.0	27.0	50	<20	-	-	-	0.0	3.9	0.3	0.4	0.2	0.0	0.0
4.7	19.7	25.5	64	<20	-	-	-	0.0	4.8	0.4	0.5	0.1	0.0	0.0
6.2	21.2	28.3	73	<20	-	-	-	0.0	1.1	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0

Forts. Tab. 5

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES FE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - -		I IÄ% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - -									-I- - - g/g - - - -	
3.6	30.4	52.1										
5.5	35.5	54.6										
10.4	18.6	43.5	12.1	9.0	2.9	13.4	12.6	8.6	<0.1	<0.1	0.7	0.1
7.7	13.2	41.1	13.4	9.2	3.0	11.3	9.9	7.7	<0.1	<0.1	0.7	0.1
5.8	10.7	45.0	18.7	11.1	3.4	11.8	9.4	6.2	<0.1	<0.1	0.6	0.1
5.9	11.7	49.5	15.5	8.9	3.2	11.5	8.7	6.5	<0.1	<0.1	0.6	0.1
3.0	4.5	33.6	5.4	1.8	0.3	4.3	5.3	2.9	0.1	<0.1	0.3	0.0

Forts. Tab. 5

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew. % FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff			Sand			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(FE-	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
---- I	---------- Äquivalent ø in µm							---------- I	--- Vol. %	-----
									95	30
0.9	15	9	15	8	16	15	22	12	67	11
0.9	17	8	10	12	14	12	27	20	73	6
0.8	13	7	11	11	14	14	30	40	63	14
0.8	14	6	8	8	14	22	28	50	59	16
1.2	11	4	11	9	19	20	26	70	36	9

Forts. Tab. 5

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
bezogen)				
------I-cm/Tag-I				
65	55			
56	37	100-300	m.locker	w 3-4
67	37	"	"	"
49	34	"	"	"
43	31	"	"	"
27	16	1-40	m.d./dicht	w 0-1

Forts. Tab. 5

Tab. 6: Braunerde-Podsol (Lusen E, Granit)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g - -		I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	6- 3		52.5		2.2	24	467	3.70	3.00	1.2	3.6	4.9	<0.1	1.0
Oh	3- 0		42.5		1.8	23	301	3.46	2.90	1.4	8.2	14.9	<0.1	2.0
Ahe	0- 5	10 R 5/1	7.1	2.1	0.3	23	53	3.98	3.65	1.3	34.7	42.4	0.3	9.2
Bhs	5-21	2.5YR2/4	5.0	1.7	0.2	27	42	4.25	4.08	1.2	55.8	48.6	0.5	10.4
Bsv	21-26	7.5YR5/6	3.0	1.0	0.1	27	23	4.35	4.35	1.3	50.8	72.4	0.6	14.0
I/IICvBv	26-50	10YR 6/4	1.1	0.4	0.0	27	9	4.55	4.55	1.3	45.3	81.5	0.7	15.7
II BvCv	50-70	10YR 5/3	0.5	0.2	0.0	16	4	4.50	4.58	1.3	48.5	81.6	0.9	15.5

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IA/100g Feinerde - - - - - - - -						
0.4	1.5	1.0	92	21	-	-	-	9.5	3.6	1.5	4.9	1.3	0.1	0.6
0.7	4.5	4.0	73	22	-	-	-	12.5	4.7	1.9	3.0	1.1	0.0	1.1
2.3	16.2	16.7	35	<20	-	-	-	1.2	1.3	0.3	0.5	0.2	0.0	0.2
5.0	17.2	18.7	62	<20	-	-	-	0.0	1.3	0.3	0.4	0.2	0.0	0.0
8.1	18.7	22.0	92	<20	-	-	-	0.0	1.8	0.2	0.6	0.1	0.0	0.0
9.9	19.7	24.2	110	<20	-	-	-	0.0	0.6	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0
10.3	20.7	26.0	131	<20	-	-	-	0.0	0.7	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 6

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES FE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I		IA% I-	- - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - -								-I- - - g/g - - - -	
5.2	25.5	49.9										
7.7	32.1	33.4										
6.2	9.9	22.9	28.5	19.7	8.5	6.0	4.7	3.4	<0.1	<0.1	0.7	0.2
6.3	8.5	25.4	41.0	22.3	7.7	11.3	8.3	5.5	<0.1	<0.1	0.5	0.4
3.9	6.5	40.3	19.2	10.5	3.8	12.5	10.7	6.9	<0.1	<0.1	0.5	0.3
2.8	3.7	24.3	8.0	2.5	0.7	8.8	8.6	4.3	0.2	<0.1	0.3	0.1
2.1	3.2	34.4	5.5	1.1	0.2	3.6	5.6	2.4	0.2	<0.1	0.2	0.1

Forts. Tab. 6

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew. % FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV (FE-	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
---- I	---------- Äquivalent ø in µm							---I--- Vol. %	-----	
									95	30
0.8	18	8	8	8	21	25	12	10	63	14
0.7	10	4	10	9	19	29	19	10	59	17
0.8	7	6	7	5	16	34	25	30	54	21
1.0	8	6	9	7	16	29	25	50	36	8
1.6	9	3	6	7	24	27	24	70	35	9

Forts. Tab. 6

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
------I-cm/Tag-I				
65	55			
49	32	100-300	lock/m.lock.	w 2-3
42	31	"	"	w 3
33	25	"	m. locker	w 2
28	15	1-40	m.lock/m.d.	w 1
26	15	"	m.d./dicht	-

Forts. Tab. 6

Tab. 7: Hochlagen-Podsol (Steinschachten A)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -I- - g/g - -I					H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	10- 3		51.0		1.9	27	510	3.60	2.80	1.0	3.4	5.2	<0.1	1.2
Oh	3- 0		41.5		1.5	27	500	3.55	2.67	0.8	4.6	14.5	<0.1	1.2
Ae	0- 4	5 YR 5/1	3.7	0.4	0.2	22	69	3.93	3.06	0.5	6.0	45.1	<0.1	2.7
Bsh	4-13	5 YR 2/2	6.8	2.5	0.3	21	62	4.33	3.51	1.1	38.9	56.4	<0.1	2.9
Bhs	13-25	5 YR 4/4	2.6	1.2	0.1	37	43	4.36	4.13	0.6	40.4	77.3	0.3	3.1
II CvBv	25-40	10YR 5/4	1.1	0.4	0.0	26	21	4.67	4.40	0.5	36.4	72.5	0.4	3.0
BvCc	40-53	10YR 5/6	0.9	0.3	0.0	30	19	4.51	4.45	0.5	37.6	84.8	0.5	3.0

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - ug/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
0.5	0.6	1.2	85	19	267	18	8	11.0	0.5	1.0	5.8	1.1	0.1	0.5
0.6	2.9	3.5	75	14	225	17	6	12.5	0.3	0.7	3.8	0.7	0.0	0.6
1.1	11.9	18.8	15	9	59	23	3	1.8	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1
3.7	10.3	21.3	37	12	63	51	13	0.0	0.3	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1
7.7	12.9	27.4	82	34	30	65	32	0.0	0.2	0.0	0.3	0.1	0.0	0.1
8.6	13.7	28.5	96	31	29	63	34	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
8.9	13.2	28.5	107	41	34	73	41	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 7

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES FE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_t	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - -	I IÄ% I-		- - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - -								-I- - - g/g - - - -	
3.3	23.3	35.9										
5.7	24.4	23.0										
2.5	4.6	5.0	1.2	0.7	0.6	1.0	0.9	0.5	<0.1	<0.1	0.6	0.0
10.5	11.3	6.5	23.6	12.0	6.8	8.5	7.2	3.8	<0.1	<0.1	0.5	0.1
4.3	5.8	12.4	9.8	7.5	3.6	8.9	8.1	4.8	<0.1	<0.1	0.8	0.1
2.7	2.9	4.9	7.9	2.5	0.9	7.7	7.4	2.7	0.2	<0.1	0.3	0.1
2.5	2.6	2.6	7.5	1.9	0.6	5.9	5.9	2.4	0.3	0.1	0.3	0.1

Forts. Tab. 7

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew.%FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV (FE-	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
	Äquivalent ø in µm							Vol. %		
									95	30
0.9	9	8	10	10	20	29	14	20	56	16
0.8	17	6	11	9	16	24	17	30	63	14
0.9	9	4	7	10	16	29	25	40	43	18
1.0	10	7	14	14	20	23	12	60	36	9
1.0	11	8	17	16	20	19	9	60	36	9

Forts. Tab. 7

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
		cm/Tag		
65	55			
40	28	100-300	locker	w 4
49	35	"	"	w 3-4
25	19	40-100	m. locker	w 2-3
27	16	1-40	dicht	-
27	16	"	"	-

Forts. Tab. 7

Tab. 8: Braunerde-Podsol (Steinschachten B)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			-I- -	g/g - -	I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Ol	15,5-15		-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of	15- 9		52.2		1.7	30	593	3.82	2.92	0.9	2.6	4.0	<0.1	1.5
Oh	9- 0		49.5		1.6	30	643	3.87	2.75	0.8	3.5	4.9	<0.1	2.1
Ahe	0- 4	10 YR 3/1	10.1	2.6	0.5	18	96	3.96	3.19	1.0	18.8	46.5	<0.1	3.3
Bhs	4-20	2.5YR 2/4	4.4	1.3	0.2	25	56	4.37	3.59	0.8	31.9	53.5	0.1	3.3
Bvs	20-35	10 YR 5/6	1.4	0.6	0.0	29	27	4.61	4.19	0.5	31.5	73.9	0.3	3.8
II BvCv	35-80	2.5 Y 4/4	0.5	0.2	0.0	27	11	4.64	4.48	0.5	28.6	71.1	0.5	4.2

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
-	-	-	38	16	104	6	3	-	-	-	-	-	-	-
0.4	0.4	1.0	54	16	246	12	5	7.7	0.3	0.9	5.5	0.6	0.2	0.2
0.4	0.8	0.9	88	20	342	10	6	8.9	0.3	0.4	5.2	0.6	0.1	0.0
1.6	11.6	18.7	24	12	79	28	5	2.8	0.3	0.2	0.5	0.2	0.0	0.2
3.5	13.3	21.0	37	13	52	34	12	0.0	0.3	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0
7.4	15.2	25.8	80	21	34	53	29	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0
7.2	16.4	27.0	76	20	34	54	27	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 8

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES FE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_t	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_t	Mn_o	Fe_o/Fe_t	Fe_t/Ton
- - - - - -	I IÄ% I- - - - - - - - - - - -					mg/g Feinerde - - - - - - - - -					-I- - - g/g - - - -	
-	-	-										
1.5	16.7	43.1										
2.5	18.0	36.1										
6.4	10.5	11.0	11.2	7.2	4.3	4.0	2.9	1.8	<0.1	<0.1	0.6	0.1
7.5	8.2	8.4	18.6	10.8	5.2	6.4	4.4	3.0	<0.1	<0.1	0.6	0.2
3.3	3.7	9.7	6.6	2.8	0.9	7.0	6.2	2.9	<0.1	<0.1	0.4	0.1
1.8	2.1	14.4	4.1	0.8	0.2	4.1	4.1	1.3	0.2	<0.1	0.2	0.1

Forts. Tab. 8

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew. % FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV (FE-	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
---- I	---------- Äquivalent ø in µm							---I --- Vol. % -----		
									95	30
0.7	14	6	8	12	22	28	10	30	67	11
0.7	12	5	9	12	22	30	10	40	59	16
0.9	8	5	7	7	19	36	18	50	33	11
1.0	3	3	5	10	17	40	22	80	35	8

Forts. Tab. 8

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
------I-cm/Tag-I				
65	55			
56	37	100-300	locker	w 5
43	31	"	"	w 4
22	15	1-40	m.lock/m.d.	w 1-2
27	17	"	dicht	-

Forts. Tab. 8

Tab. 9: Braunerde-Podsol (Steinschachten C)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g - -		I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Ol	10,5-10		-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of	10- 5		50.5		1.8	28	549	3.77	2.85	0.9	3.8	6.1	<0.1	1.5
Oh	5- 0		45.7		1.8	25	692	4.05	3.05	0.7	4.3	13.9	<0.1	0.5
Ahe	0- 6	10 YR 4/1	9.4	2.4	0.4	22	107	4.23	3.40	0.9	30.2	56.9	0.2	2.9
Bhs	6-20	2.5YR 3/4	4.3	1.6	0.2	25	49	4.17	3.69	0.9	40.1	66.0	0.3	2.7
Bvs	20-32	7.5YR 5/6	2.8	1.1	0.1	26	42	4.65	4.34	0.7	33.3	76.8	0.3	2.9
I/IIBvCv	32-65	2.5 Y 4/4	0.9	0.3	0.0	18	15	4.62	4.52	0.6	28.8	74.0	0.4	3.0
II BvCv	65-90	10 YR 5/4	0.5	0.2	0.0	17	9	4.59	4.54	0.5	33.3	80.8	0.5	2.8

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
-	-	-	41	18	130	5	2	-	-	-	-	-	-	-
0.4	0.6	0.9	62	18	279	15	6	8.6	0.1	0.7	7.4	0.5	0.1	0.3
0.3	1.0	1.1	82	13	196	6	5	10.6	0.9	0.4	1.5	0.2	0.0	0.0
2.4	12.3	18.5	36	15	87	37	9	2.0	0.2	0.1	0.2	0.2	0.0	0.1
3.5	13.0	22.0	47	13	44	43	13	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1
4.4	14.2	22.8	63	15	30	42	18	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6.3	15.5	26.5	86	21	32	46	28	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
7.0	15.0	28.0	102	31	33	51	34	0.0	0.3	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 9

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENESE FE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - -	I IÄ% I-		- - - - - - - - - - - -			mg/g Feinerde			- - - - - - - - -		-I- - - g/g - - - -	
-	-	-										
3.7	21.2	41.3										
10.1	23.8	12.8										
7.3	10.2	7.5	18.6	10.7	6.1	6.3	4.2	2.7	<0.1	<0.1	0.6	0.1
6.8	7.2	4.5	23.7	12.3	6.9	8.5	5.2	4.3	<0.1	<0.1	0.5	0.1
3.3	3.6	5.9	13.0	4.8	2.5	13.1	10.4	5.8	0.1	<0.1	0.4	0.1
2.1	2.4	11.2	5.2	1.7	0.5	7.4	6.8	2.3	0.2	<0.1	0.3	0.1
2.0	2.4	19.3	6.3	0.9	0.3	4.1	5.0	1.9	0.3	<0.1	0.1	0.1

Forts. Tab. 9

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew. % FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV (FE-	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
---- I	---------- Äquivalent ø in µm	----------	----------	----------	----------	----------	----------	I --- Vol. %	-----	
									95	30
0.7	15	7	10	7	23	21	17	40	67	11
0.6	17	4	10	7	19	26	17	40	59	16
0.8	14	5	7	4	20	30	20	40	43	13
0.9	8	5	9	2	19	29	28	80	33	11
1.2	10	6	13	3	19	28	21	80	35	9

Forts. Tab. 9

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
------I-cm/Tag-I				
65	55			
56	37	100-300	m.locker	w 4-5
43	31	"	"	"
30	18	40-100	"	w 1-2
22	15	1-40	m.dicht	w 1
26	15	"	dicht	-

Forts. Tab. 9

Tab. 10: Podsol-Braunerde (Steinschachten D)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g - -		I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Ol	4,5-4		-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of	4- 2		49.5		1.9	26	510	3.92	3.10	1.0	2.9	4.4	0.2	2.3
Oh	2- 0		35.2		1.6	22	335	3.62	2.86	1.0	12.0	23.9	0.1	1.4
Aeh	0- 3	10 R 3/1	13.9	2.9	0.6	23	148	3.75	3.10	0.9	34.0	56.8	0.2	2.0
AhBsv1	3- 8	7.5YR5/4	10.9	2.1	0.4	27	125	3.95	3.27	0.9	43.4	62.7	0.2	2.2
AhBsv2	8-17	7.5YR5/8	7.6	1.5	0.3	26	93	4.31	3.70	0.8	56.5	70.2	0.3	2.1
Bsv	17-31	10YR 4/4	5.2	1.5	0.2	25	70	4.65	4.02	0.7	46.2	71.0	0.4	2.0
Bv	31-50	2.5Y 4/4	4.1	1.4	0.2	26	55	4.65	4.19	0.7	43.3	83.7	0.4	2.1
(Go)Bv	50-75	10YR 3/4	3.0	1.4	0.1	25	46	5.07	4.43	0.7	44.6	83.0	0.4	2.3
II BvCv	75-81	10YR 5/4	0.9	0.3	0.0	23	19	4.97	4.47	0.5	43.2	84.8	0.6	2.2

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
-	-	-	50	19	98	10	5	-	-	-	-	-	-	-
0.4	0.4	1.0	68	18	206	15	7	6.9	0.2	1.1	7.4	1.1	0.6	0.2
1.2	2.6	7.0	60	19	225	28	11	10.6	0.3	0.9	2.6	0.7	0.1	0.7
3.1	7.9	17.2	40	14	64	43	14	3.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.0	0.8
3.7	7.9	18.3	45	15	53	57	16	2.7	0.1	0.2	0.4	0.3	0.0	0.3
5.9	7.8	19.2	69	21	35	75	27	0.0	0.2	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1
8.1	8.8	22.4	92	25	30	81	37	0.0	0.4	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0
7.8	10.0	22.3	100	25	24	84	40	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
9.3	9.0	24.0	115	27	23	86	45	0.0	0.4	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0
10.2	9.6	26.8	131	31	25	99	55	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 10

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			P E D O G E N E S						F E,	A L,	M N	
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IA% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
-	-	-										
2.6	20.2	48.8										
5.2	21.1	21.3										
6.5	12.0	10.1	27.0	14.5	11.5	4.0	3.1	2.1	<0.1	<.01	0.5	0.2
9.5	13.5	7.2	27.5	16.4	11.6	4.3	4.2	2.3	<0.1	<0.1	0.6	0.2
9.9	10.7	6.6	29.5	12.5	7.2	8.6	4.8	0.7	0.1	<0.1	0.4	0.1
6.4	7.2	10.6	17.5	11.6	3.8	9.3	8.7	0.9	0.1	<0.1	0.7	0.1
5.2	5.5	6.3	15.1	6.6	2.6	11.2	10.1	1.1	0.1	<0.1	0.4	0.1
4.1	4.8	15.2	10.6	5.0	2.4	9.6	8.3	1.1	0.1	<0.1	0.5	0.1
3.1	3.3	4.6	7.3	1.7	0.5	5.0	4.9	2.6	0.2	0.1	0.2	0.1

Forts. Tab. 10

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	K O R N G R Ö S S E N V E R T E I L U N G (G e w. % F E)								B O D E N -	
Al_o/Al_d	Ton	S c h l u f f			S a n d			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(F E -	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
- - - - I - - - - - - - - - - - - - Äquivalent ø in µm - - - - - - - - - - -I - - - Vol. % - - - - -										
									95	30
0.8	19	10	10	11	18	18	14	30	73	6
1.0	19	7	11	12	16	20	15	40	73	6
0.6	21	9	8	5	14	23	20	40	66	14
0.9	15	9	11	7	14	25	19	50	61	15
0.9	13	7	10	8	16	26	20	50	59	16
0.9	10	7	13	12	19	23	16	60	55	17
1.0	8	6	15	13	18	23	17	80	36	8

Forts. Tab. 10

54	55	56	57	58
- P H Y S I K A L. G R Ö S S E N *				
FK b e z o g e n)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
- - - - - - I-cm/Tag-I				
65	55			
67	37	100-300	locker	w 4-5
67	37	"	"	"
52	34	"	m.locker	w 4
46	33	"	"	w 4
43	31	"	"	w 3
38	28	40-100	m.locker	w 3
28	18	1-40	dicht	-

Forts. Tab. 10

Tab. 11: Hochlagen-Hanggley (Steinschachten E)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			O R G A N. S U B S T.							H A U P T E L E -				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	p H		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -I- - g/g - -I					H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Ol	10,5-10		-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of	10- 5		48.5		1.8	27	618	4.22	3.13	0.8	2.0	3.9	0.2	2.5
Oh	5- 0		44.5		2.0	22	363	3.57	2.75	1.2	4.8	10.2	<0.1	1.6
Ah	0- 6	10YR 3/1	19.9	2.9	0.9	23	60	4.52	3.70	1.2	31.0	44.2	0.1	2.1
GoAh	6-13	7.5YR4/2	12.2	2.7	0.5	23	56	4.52	3.92	0.9	36.8	64.8	0.2	3.0
AhGo	13-34	7.5YR5/4	9.3	2.1	0.4	25	32	4.72	4.05	0.9	39.9	67.4	0.2	3.1
Gor	34-62	5 Y 4/3	2.6	0.3	0.1	26	16	4.87	4.35	0.7	39.7	86.1	0.3	3.0
II BvCv	62-95	2.5Y 5/4	0.9	0.1	0.0	23	8	4.87	4.60	0.6	53.8	99.5	0.4	2.4

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde			µg/g Feinerde					mval IÄ/100g Feinerde						
-	-	-	44	14	82	3	3	-	-	-	-	-	-	-
0.4	0.4	0.5	60	16	194	9	6	5.2	0.4	0.9	7.7	1.2	0.3	0.1
0.5	1.2	1.5	48	17	181	24	7	13.2	0.8	0.9	7.9	1.0	0.1	0.5
1.7	8.5	12.0	39	17	51	30	10	0.0	0.5	0.3	0.4	0.3	0.0	0.1
2.9	11.2	16.2	41	17	43	45	12	0.0	0.3	0.2	0.2	0.2	0.0	0.0
3.4	11.5	17.3	46	16	37	39	14	0.0	0.3	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0
7.5	11.8	23.3	103	21	27	70	35	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0
10.6	10.7	27.1	144	47	24	83	60	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 11

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENESE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
I IÄ% I			mg/g Feinerde								I g/g	
-	-	-										
1.4	17.2	59.0										
6.4	30.8	34.5										
10.9	12.4	11.8	17.1	10.9	5.1	13.7	10.9	6.6	<0.1	<0.1	0.6	0.1
7.7	8.7	10.9	29.7	11.1	6.6	13.2	8.5	7.0	<0.1	<0.1	0.4	0.2
6.5	6.5	9.0	25.5	10.2	5.4	13.1	8.0	5.5	<0.1	<0.1	0.4	0.1
4.3	4.6	7.6	11.1	3.8	2.1	8.9	5.9	3.5	<0.1	<0.1	0.3	0.1
2.5	3.0	13.6	13.2	3.2	1.1	6.7	5.9	2.1	0.1	<0.1	0.2	0.1

Forts. Tab. 11

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew.%FE)									BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV (FE-	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
I				Äquivalent ∅ in µm				I Vol. %		
									95	30
0.8	22	9	10	9	15	22	13	20	90	15
0.6	20	7	8	6	15	26	18	30	73	6
0.6	22	8	11	11	18	18	12	60	73	6
0.7	16	6	8	11	21	25	13	70	36	7
0.9	12	4	9	13	22	25	15	80	36	9

Forts. Tab. 11

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
------	-I-cm/Tag-I			
65	55			
75	55	100-300	m.locker	w 4
67	57	"	"	w 4
67	37	40-100	"	w 3
29	16	1-40	m.dicht	w 1-2
27	16	"	dicht	-

Forts. Tab. 11

Tab. 12: Hochlagen-Podsol (Lackenberg A)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g - -		I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	1.0-0.5		47.7		2.0	24	455	4.60	3.05	1.0	5.8	13.7	0.1	3.2
Oh	0.5- 0		38.0		1.6	24	277	4.25	2.85	1.4	6.1	19.3	<0.1	1.4
Aeh	0- 3	2.5Y 3/0	7.2	1.2	0.4	18	89	4.13	3.25	0.8	7.0	45.2	<0.1	1.8
Ae	3- 9	2.5Y 7/0	1.6	0.5	0.1	21	42	4.10	3.45	0.4	5.2	41.7	<0.1	1.0
Bsh	9-22	2.5Y 2/0	10.0	4.0	0.4	23	71	4.33	3.75	1.4	20.0	51.5	0.1	2.4
Bhs	22-31	5 Y 3/4	3.3	1.5	0.1	30	41	4.70	4.25	0.8	28.8	59.9	0.3	2.6
I/IIBsv	31-49	10YR 6/6	1.0	0.4	0.0	20	13	4.70	4.55	0.7	26.5	76.2	0.3	2.7
II CvBv	49-70	10YR 6/4	0.3	0.2	0.0	17	5	4.88	4.65	0.7	25.5	70.4	0.4	2.8
BvCv	70-93	10YR 6/4	0.3	0.1	0.0	17	4	4.85	4.65	0.8	26.0	71.2	0.5	3.3

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - ug/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
1.1	1.9	2.0	105	23	-	-	-	5.4	0.9	0.9	7.0	0.8	0.1	0.0
0.7	3.6	8.5	77	<20	-	-	-	7.4	0.3	0.7	2.9	0.7	0.0	0.1
1.1	8.0	26.2	91	<20	-	-	-	1.5	0.1	0.2	0.2	0.1	0.0	0.2
0.7	9.8	31.7	<20	<20	-	-	-	0.6	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
2.4	11.8	26.5	<20	<20	-	-	-	0.0	0.2	0.1	0.4	0.2	0.0	0.1
5.3	16.1	29.5	84	<20	-	-	-	0.0	0.3	0.1	0.2	0.0	0.0	0.1
6.9	20.4	32.2	101	<20	-	-	-	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
6.7	21.5	32.2	92	<20	-	-	-	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
7.0	22.2	33.7	109	<20	-	-	-	0.0	0.1	0.7	0.1	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 12

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			P E D O G E N E S						F E, A L, M N			
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IÄ% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
1.6	16.6	57.2										
3.5	15.6	29.5										
2.5	4.6	11.5	4.5	2.8	2.8	1.4	1.2	0.8	<0.1	<0.1	0.6	0.1
1.9	2.9	8.6	2.4	1.1	0.7	0.4	0.4	0.2	<0.1	<0.1	0.4	0.1
9.5	10.6	9.3	13.5	9.9	6.9	10.6	10.2	7.2	<0.1	<0.1	0.7	0.1
4.5	5.3	13.3	13.5	7.9	2.4	11.8	11.1	6.9	<0.1	<0.1	0.6	0.2
2.0	2.2	9.7	6.7	2.2	0.5	7.0	6.4	3.4	0.1	<0.1	0.3	0.1
1.5	1.6	9.2	5.2	0.9	0.1	2.6	3.6	1.1	0.2	0.1	0.2	0.1
1.3	1.6	14.0	5.5	0.9	0.1	3.0	3.8	1.2	0.3	0.2	0.2	0.1

Forts. Tab. 12

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	K O R N G R Ö S S E N V E R T E I L U N G (G e w. % F E)								B O D E N -	
Al_o/Al_d	Ton	S c h l u f f			S a n d			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(F E -	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
- - - - I - - - - - - - - - - - - - Äquivalent ø in µm - - - - - - - - - - -I - - - Vol. % - - - - -										
									95	30
0.8	5	9	10	12	16	31	17	40	63	15
1.0	4	6	10	13	21	26	20	40	51	19
1.0	9	6	9	13	19	17	27	40	67	11
0.9	8	7	11	14	22	20	18	50	54	17
0.9	7	9	18	19	21	17	9	50	34	9
1.4	4	6	13	14	18	22	23	60	33	9
1.2	6	6	11	11	19	22	25	70	33	9

Forts. Tab. 12

54	55	56	57	58
- P H Y S I K A L. G R Ö S S E N *				
FK b e z o g e n)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
- - - - - - I-cm/Tag-I				
65	55			
48	34	40-100	m.locker	w 2
32	22	"	"	w 2
56	37	100-300	"	w 3
37	26	40-100	m.lo/m.dicht	w 2
25	18	1-10	m.dicht	w 1-2
24	17	"	m.dicht/dicht	-
24	17	"	"	-

Forts. Tab. 12

Tab. 13: Braunerde-Podsol (Lackenberg B)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			O R G A N. S U B S T.							H A U P T E L E -				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	p H		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -I- - g/g - -I					H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	7- 5		41.3		2.0	21	379	4.00	3.13	1.1	6.9	15.0	<0.1	5.2
Oh	5- 0		42.8		1.8	23	420	4.00	2.88	1.0	6.0	13.8	<0.1	3.4
(Sw)Aeh	0- 4	7.5YR5/2	8.5	1.5	0.4	23	66	4.28	3.65	1.3	30.6	68.7	0.3	4.6
Bhs	4- 16	7.5YR5/6	7.6	1.3	0.3	25	62	4.45	4.10	1.2	44.7	70.3	0.5	4.5
I/IIBhs	16- 36	7.5YR5/8	4.7	1.6	0.2	28	51	4.65	4.45	0.9	53.3	90.1	0.5	3.9
II CvBv	36- 60	10YR 6/8	1.5	0.6	0.1	22	28	4.75	4.63	0.5	45.7	56.5	0.6	4.3
GoCv	60-105	2.5YR5/4	1.1	0.3	0.0	21	20	4.80	4.73	0.5	44.1	62.5	0.6	4.3

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - - I- - - - - ug/g Feinerde - - - I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -														
1.0	2.4	3.5	278	<20	-	-	-	6.7	0.6	1.2	11.2	1.7	0.2	0.6
0.6	1.8	3.0	189	<20	-	-	-	8.3	0.4	0.7	10.9	1.2	0.0	0.1
3.9	13.0	18.0	45	<20	-	-	-	1.3	0.1	0.1	0.3	0.1	0.0	0.1
4.5	12.5	17.5	36	24	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0
10.3	12.2	20.0	93	41	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0
12.2	14.5	25.5	107	42	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
12.1	14.5	26.0	116	41	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 13

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES FE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IA% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
2.6	25.0	59.3										
3.5	25.3	52.7										
5.6	7.6	8.8	18.3	11.8	10.2	3.7	3.8	3.0	<0.1	<0.1	0.6	0.1
5.3	5.7	6.9	24.7	14.6	4.4	8.5	8.2	4.9	0.2	0.1	0.6	0.1
3.4	3.8	8.6	21.2	11.3	5.4	17.0	15.3	11.2	<0.1	<0.1	0.5	0.1
2.4	2.6	5.4	9.7	3.7	1.2	9.7	9.5	4.9	0.2	0.1	0.4	0.1
1.6	1.7	3.5	6.5	2.0	0.5	5.9	8.2	2.9	0.3	0.3	0.3	0.1

Forts. Tab. 13

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew.%FE)									BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20		(FE-	
- - - - I - - - - - - - - - - - Äquivalent ø in um - - - - - - - - - - -I - - - Vol. % - - - - -										
									95	30
1.0	17	8	11	9	20	18	17	10	67	13
1.0	27	10	14	12	20	11	6	10	70	9
0.9	18	9	17	8	14	15	19	60	49	12
1.0	12	7	13	10	18	17	23	70	36	9
1.4	9	5	8	11	12	18	37	90	36	9

Forts. Tab. 13

54	55	56	57	58
- P H Y S I K A L. G R Ö S S E N *				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurzelung
- - - - - - I-cm/Tag-I				
65	55			
54	38	100-300	m.locker	w 3
61	31	"	"	w 3
37	24	10-40	m.lo/m.dicht	w 1-2
27	16	1-40	m.dicht/dicht	-
27	16	1-40	dicht	-

Forts. Tab. 13

Tab. 14: Podsol-Hanggley (Lackenberg C)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			O R G A N. S U B S T.							H A U P T E L E -				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -I- - g/g - -I					H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	7- 5		45.5		1.9	24	562	3.85	2.98	0.8	4.4	10.0	<0.1	1.2
Oh	5- 0		40.5		1.9	22	405	3.98	3.05	1.0	4.8	24.0	<0.1	0.9
Aeh	0- 12	10YR 3/1	8.0	1.0	0.5	17	136	4.58	3.58	0.6	5.5	56.5	<0.1	1.7
AehGo	12- 27	7.5YR5/2	2.6	0.5	0.1	29	70	4.50	3.75	0.4	5.6	62.5	<0.1	1.6
Gro	27- 42	5 Y 5/3	1.6	0.7	0.1	27	53	5.00	4.23	0.3	24.0	71.1	0.3	2.0
Gor	42- 62	5 Y 4/2	0.9	0.3	0.0	22	29	5.10	4.35	0.3	32.1	65.1	0.3	1.7
II CvGr	62-100	blaugrau	0.4	0.1	0.0	14	21	4.98	4.20	0.2	32.5	59.0	0.4	0.7

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- M E N T E			S P U R E N E L E M E N T E					S O R P T I O N S V E R H Ä L T N I S S E						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - - I- - - - -				ug/g Feinerde - - - I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -										
0.5	0.6	2.0	61	<20	-	-	-	10.3	0.1	1.0	3.4	0.8	0.1	0.7
0.5	1.9	5.5	37	<20	-	-	-	7.7	0.2	1.0	1.1	0.7	0.0	0.3
1.7	7.8	18.0	<20	<20	-	-	-	1.3	0.1	0.1	0.3	0.2	0.0	0.0
1.9	7.5	20.7	<20	<20	-	-	-	1.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
9.9	8.0	22.7	68	<20	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.5	0.2	0.0	0.0
10.6	8.5	26.5	91	<20	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1
12.9	9.0	30.2	106	<20	-	-	-	0.0	0.4	0.1	0.3	0.3	0.0	0.2

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			P E D O G E N E S F E, A L, M N									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IÄ% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
6.7	23.2	23.2										
7.9	18.9	16.3										
3.8	5.8	11.2	1.6	1.4	0.7	2.1	2.1	1.4	<0.1	<0.1	0.9	0.0
3.6	4.7	3.2	1.1	1.1	0.5	1.5	1.4	1.1	<0.1	<0.1	1.0	0.0
4.7	5.4	12.4	1.0	0.8	0.3	3.0	3.0	2.1	<0.1	<0.1	0.9	0.0
3.7	4.1	9.7	0.7	0.1	0.2	3.0	2.2	1.7	<0.1	<0.1	0.2	0.0
4.8	5.8	7.0	0.5	0.3	0.2	1.4	1.3	0.9	<0.1	<0.1	0.8	0.0

Forts. Tab. 14

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	K O R N G R Ö S S E N V E R T E I L U N G (G e w. % F E)								B O D E N -	
Al_o/Al_d	Ton	S c h l u f f			S a n d			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(F E -	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
- - - - I - - - - - - - - - - - - - Äquivalent ø in µm - - - - - - - - - - -I - - - Vol. % - - - - -										
									95	30
1.0	14	4	12	10	17	26	17	30	67	13
0.9	12	8	14	12	20	21	13	40	53	18
1.0	6	6	11	12	17	26	22	50	51	19
0.9	5	6	11	13	25	26	14	60	51	19
0.9	6	9	11	15	19	24	16	80	33	9

Forts. Tab. 14

54	55	56	57	58
- P H Y S I K A L. G R Ö S S E N *				
FK	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
b e z o g e n)				
- - - - - -I-cm/Tag-I				
65	55			
54	38	100-300	m.locker	w 4
35	26	"	m.lo/m.dicht	w 3
32	22	40-100	m.dicht	w 2-3
32	22	"	"	w 1-2
24	17	1-10	"	-

Forts. Tab. 14

Tab. 15: Pseudogley-Podsol (Lackenberg D)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g - -		I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	13- 5		46.5		1.9	25	489	3.80	2.85	0.9	6.4	9.8	<0.1	1.9
Oh	5- 0		31.1		1.6	19	222	4.23	3.15	1.4	14.8	11.5	<0.1	0.7
Aeh	0- 2	7.5YR3/0	8.9	1.4	0.4	20	168	3.83	3.10	0.5	10.6	51.7	<0.1	0.3
Ae	2- 5	10YR 7/2	3.0	0.3	0.1	27	86	4.05	3.40	0.3	11.9	56.2	<0.1	0.2
Ahe	5- 7	10YR 5/1	4.4	0.7	0.1	31	77	4.20	3.55	0.6	19.6	55.1	<0.1	0.2
SwBhs	7- 10	10YR 4/1	4.0	1.6	0.2	25	75	4.20	3.60	0.5	47.5	61.7	0.2	0.4
(Sw)Bhs	10- 18	10YR 5/8	2.2	0.6	0.1	27	48	4.45	3.95	0.4	56.6	71.4	0.3	0.6
CvBsv	18- 25	10YR 6/6	1.1	0.3	0.0	22	27	4.65	4.28	0.4	41.2	76.4	0.5	1.8
I/IICvBv	25- 50	2.5Y 5/4	0.6	0.3	0.0	20	13	4.78	4.55	0.5	43.0	86.8	0.6	2.0
II BvCv	50-100	2.5Y 5/4	0.3	0.0	0.0	10	5	4.78	4.50	0.6	50.1	86.2	0.6	0.7

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - ug/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
0.5	1.6	2.2	76	<20	-	-	-	10.6	0.3	1.0	6.2	1.0	0.2	0.8
1.2	2.5	6.2	34	<20	-	-	-	5.1	0.7	0.7	1.0	0.4	0.0	0.2
1.7	3.5	15.5	24	22	-	-	-	3.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.0	0.3
1.7	4.0	16.2	21	22	-	-	-	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
2.1	3.7	16.0	33	24	-	-	-	1.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
4.0	4.0	17.5	40	30	-	-	-	1.3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.1
7.1	4.7	21.2	75	38	-	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10.2	6.2	24.0	99	50	-	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
12.4	6.5	25.0	135	49	-	-	-	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
12.4	4.7	26.7	126	51	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.

Forts. Tab. 15

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			P E D O G E N E S F E, A L, M N									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IÄ% I- - - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
5.4	25.6	33.4										
7.7	15.8	17.6										
4.6	8.6	6.8	6.7	3.3	2.8	2.4	1.8	1.5	<0.1	<0.1	0.5	0.0
5.2	7.2	1.5	6.8	2.1	1.8	1.6	1.1	0.9	<0.1	<0.1	0.3	0.0
7.5	9.5	1.8	15.0	5.8	4.0	2.6	2.3	1.5	<0.1	<0.1	0.4	0.1
8.3	9.9	2.8	36.2	10.5	8.4	4.3	3.2	2.5	<0.1	<0.1	0.7	0.1
7.8	8.0	1.7	29.9	16.3	4.2	5.9	5.0	2.8	<0.1	<0.1	0.5	0.2
4.1	4.2	1.3	12.5	4.5	1.3	5.1	5.0	2.9	0.2	0.1	0.4	0.1
2.5	2.6	4.2	10.2	1.6	0.4	5.6	4.9	2.5	0.3	0.2	0.2	0.1
2.6	2.7	3.0	13.5	0.7	0.1	3.7	2.5	1.8	0.4	0.3	0.0	0.1

Forts. Tab. 15

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	K O R N G R Ö S S E N V E R T E I L U N G (G e w. % F E)								B O D E N -	
Al_o/Al_d	Ton	S c h l u f f			S a n d			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(F E -	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
- - - - I - - - - - - - - - - - - - Äquivalent ø in µm - - - - - - - - - - -I - - - Vol. % - - - - -										
									95	30
0.7	18	10	17	9	17	20	9	10	73	6
0.7	16	10	19	12	18	16	9	10	56	12
0.9	14	10	15	12	16	21	12	10	59	16
0.7	17	7	15	14	20	16	11	20	53	13
0.8	18	8	17	14	19	14	10	20	52	13
1.0	10	8	17	17	22	18	8	20	52	19
0.9	8	8	13	15	24	23	9	50	36	9
0.7	14	6	11	12	19	21	17	60	35	8

Forts. Tab. 15

54	55	56	57	58
- P H Y S I K A L. G R Ö S S E N *				
FK b e z o g e n)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
- - - - - -		I-cm/Tag-I		
65	55			
67	37	40-300	m.dicht	w 2-3
44	28	100-300	"	w 2-3
43	31	"	"	w 2-3
40	29	40-100	"	w 2-3
39	23	100-300	"	w 2-3
33	24	"	"	w 1-2
27	16	1-40	dicht	-
27	14	"	"	-

Forts. Tab. 15

Tab. 16: Braunerde-Podsol (Lackenberg E)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			O R G A N. S U B S T.							H A U P T E L E -				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	p H		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g	- -I	H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	9- 6		44.5		2.0	22	397	4.15	3.20	1.1	5.0	7.4	<0.1	1.9
Oh	6- 0		32.9		1.7	19	251	4.03	2.95	1.3	10.5	25.0	<0.1	1.4
Aeh	0- 3	10YR 4/1	6.3	1.2	0.3	20	62	4.10	3.43	1.0	14.4	42.1	0.1	0.3
Ahe	3- 8	5 YR 3/1	5.4	1.4	0.3	20	63	4.35	3.58	0.8	29.5	51.4	0.2	1.6
Bsh	8- 13	5 YR 3/2	5.6	1.9	0.2	24	65	4.50	3.78	0.9	67.2	57.9	0.4	2.3
Bhs	13- 25	5 YR 5/8	3.2	1.2	0.1	29	60	4.65	4.13	0.5	56.6	71.4	0.5	2.0
I/IIBsv	25- 35	7.5YR5/8	2.0	0.8	0.1	25	37	4.70	4.38	0.5	50.9	70.2	0.4	2.0
II CvBv	35- 50	2.5YR5/2	1.1	0.4	0.0	28	21	4.80	4.55	0.5	44.5	67.2	0.6	2.4
BvCv	50- 80	2.5YR5/4	0.7	0.3	0.0	25	15	4.85	4.70	0.5	49.1	63.9	0.7	2.5
(Bv)Cv	80-100	10YR 5/2	0.5	0.2	0.0	16	8	4.80	4.73	0.6	50.6	70.2	0.8	3.0

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^{+}	Na^{+}	K^{+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - - I- - - - - µg/g Feinerde - - - I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -														
0.6	0.9	2.0	95	<20	-	-	-	5.7	0.2	1.1	7.4	1.0	0.3	0.3
1.1	2.7	6.5	55	<20	-	-	-	7.2	0.0	0.8	2.2	1.0	0.0	0.1
1.5	5.5	15.0	<20	<20	-	-	-	1.5	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1
1.9	5.5	16.0	24	<20	-	-	-	1.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0
11.6	6.2	15.5	41	<20	-	-	-	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0
11.3	9.2	20.2	74	<20	-	-	-	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
11.0	9.7	21.2	74	<20	-	-	-	0.0	0.3	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0
12.2	9.7	24.7	125	<20	-	-	-	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
13.4	11.7	28.0	121	<20	-	-	-	0.0	0.3	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0
14.0	11.0	27.7	119	<20	-	-	-	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 16

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			PEDOGENES FE, AL, MN									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IÄ% I- - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
3.1	19.3	50.7										
5.6	17.0	24.0										
4.1	6.0	5.3	11.3	6.2	4.1	1.4	1.4	0.9	<0.1	<0.1	0.5	0.1
6.7	8.3	5.4	20.4	11.4	4.6	3.4	2.8	1.8	0.1	<0.1	0.6	0.1
8.5	8.9	3.2	42.0	23.1	8.0	7.7	6.0	3.7	0.1	<0.1	0.5	0.2
5.9	6.5	7.5	28.4	14.4	4.2	8.2	5.8	3.8	<0.1	<0.1	0.5	0.2
4.2	4.7	11.2	13.4	7.6	2.1	7.0	6.8	4.2	<0.1	<0.1	0.6	0.2
2.6	2.8	6.9	7.9	2.3	0.5	5.9	5.8	3.2	0.2	0.1	0.3	0.1
2.0	2.5	17.7	6.9	1.2	0.1	4.5	4.1	2.3	0.3	0.1	0.2	0.1
1.7	1.9	12.7	5.6	0.8	0.1	3.6	3.5	1.6	0.5	0.2	0.1	0.0

Forts. Tab. 16

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	KORNGRÖSSENVERTEILUNG (Gew. % FE)								BODEN-	
Al_o/Al_d	Ton	Schluff fein	Schluff mittel	Schluff grob	Sand fein	Sand mittel	Sand grob	Skelett*	GPV (FE-	LK
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
---- I	---------- Äquivalent ø in µm	----------	----------	----------	----------	----------	----------	I --- Vol. %	------	
									95	30
1.0	19	8	11	9	13	20	20	30	60	14
0.8	21	8	10	9	14	22	16	30	60	13
0.8	21	5	8	6	25	25	10	30	60	14
0.7	14	7	11	15	24	20	9	40	56	16
1.0	8	5	10	12	20	27	18	50	52	18
1.0	7	7	14	10	26	24	12	60	34	9
0.9	12	5	10	11	26	19	17	70	35	8
1.0	14	3	8	12	23	25	15	70	35	8

Forts. Tab. 16

54	55	56	57	58
-PHYSIKAL. GRÖSSEN*				
FK bezogen)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
------	-I-cm/Tag-I			
65	55			
46	30	100-300	m.locker	w 3
47	30	"	"	w 3
46	30	"	"	w 3
40	28	"	m.dicht	w 2
34	24	40-100	m.d/dicht	w 1-2
25	18	1-40	dicht	-
27	14	"	"	-
27	14	"	"	-

Forts. Tab. 16

Tab. 17: Hochlagen-Podsol (Lackenberg F)

1	2	3	4	5	6	7	8	9		10	11	12	13	14
			ORGAN. SUBST.							HAUPTELE-				
Horizont	Tiefe (cm)	Farbe Munsell	C_t	C_p	N_t	C/N	C/P	pH		P_t	Fe_t	Al_t	Mn_t	Ca_t
			I - - Gew.% - - -			I- - g/g - -		I H_2O	$CaCl_2$	I- - - - mg/g Feinerde - - -				
Of	4- 3		45.5		2.0	23	421	3.83	2.85	1.1	3.7	6.6	<0.1	0.8
Oh	3- 0		40.5		1.3	31	324	4.43	3.00	1.2	15.1	33.7	0.1	1.1
Ae	0- 4	7.5YR6/0	1.9	0.2	0.1	19	38	4.05	3.45	0.5	8.4	55.3	0.2	2.0
Bsh	4- 8	10YR 2/2	7.0	2.8	0.3	21	79	4.38	3.60	0.9	35.4	47.4	0.2	2.8
Bhs	8- 16	5 YR 2/2	5.1	1.7	0.2	25	96	4.50	4.00	0.5	35.6	44.4	0.4	1.6
Bvs	16- 24	5 YR 4/8	3.1	1.2	0.1	26	40	4.60	4.18	0.8	35.1	59.6	0.3	3.2
I/IICvBv	24- 47	10YR 5/6	0.9	0.2	0.0	30	25	4.75	4.48	0.4	27.5	60.7	0.5	4.0
II BvCv	47- 80	10YR 5/2	0.6	0.2	0.0	22	18	4.80	4.55	0.4	35.9	76.7	0.5	3.9
(Bv)Cv	80-100	10YR 5/2	0.4	0.1	0.0	20	8	4.88	4.53	0.5	34.8	71.6	1.1	5.2

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
- MENTE			SPURENELEMENTE					SORPTIONSVERHÄLTNISSE						
Mg^{2+}	Na^+	K^+	Zn_t	Cu_t	Pb_t	Cr_t	Ni_t	H^+	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}
mg/g Feinerde - - -			I- - - - - µg/g Feinerde - - -					I - - - mval IÄ/100g Feinerde - - - - - - - -						
0.4	0.5	2.0	77	<20	-	-	-	10.4	0.2	1.6	2.0	1.4	0.1	0.5
1.8	3.3	8.5	61	<20	-	-	-	6.1	0.2	0.6	0.3	0.7	0.0	0.1
1.0	7.2	20.5	<20	<20	-	-	-	1.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1
6.2	6.0	15.5	27	22	-	-	-	1.4	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1
6.2	7.0	13.5	32	<20	-	-	-	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
7.0	7.5	18.5	43	21	-	-	-	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
8.4	13.2	19.7	63	27	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
9.3	14.2	24.7	88	41	-	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8.8	17.2	18.2	93	33	-	-	-	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

Forts. Tab. 17

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
			P E D O G E N E S F E, A L, M N									
Al^{3+}	KAK_e	BS	Fe_d	Fe_o	Fe_p	Al_d	Al_o	Al_p	Mn_d	Mn_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d/Ton
- - - - - - I IÄ% I- - - - - - - - - - - - mg/g Feinerde - - - - - - - - - -I- - - g/g - - - -												
4.4	20.7	25.5										
6.5	14.3	12.1										
2.2	3.6	4.8	4.5	1.0	0.7	0.6	0.5	0.4	<0.1	<0.1	0.2	0.0
7.3	9.0	2.0	26.6	13.4	13.1	5.0	4.4	3.5	<0.1	<0.1	0.5	0.2
6.4	6.7	2.8	26.9	13.7	10.5	8.8	7.6	4.3	<0.1	<0.1	0.5	0.3
5.1	5.3	2.9	18.3	8.1	5.0	8.6	7.4	5.3	<0.1	<0.1	0.4	0.2
2.4	2.5	3.7	8.6	1.9	0.5	4.6	4.2	2.4	0.2	0.2	0.2	0.1
2.4	2.5	3.6	10.6	1.5	0.3	4.3	4.0	2.1	0.3	0.2	0.1	0.1
1.7	1.8	3.9	6.2	0.5	0.1	3.2	4.0	1.6	0.6	0.3	0.1	0.1

Forts. Tab. 17

42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
	K O R N G R Ö S S E N V E R T E I L U N G (G e w. % F E)								B O D E N -	
Al_o/Al_d	Ton	S c h l u f f			S a n d			Skelett*	GPV	LK
		fein	mittel	grob	fein	mittel	grob		(F E -	
	<2	2 - 6.3	6.3 - 20	20 -63	63 - 200	0.2 - 0.63	6.3 - 20			
- - - - I - - - - - - - - - - - - Äquivalent ø in µm - - - - - - - - - - -I - - - Vol. % - - - - -										
									95	30
0.8	9	5	10	8	18	26	24	30	53	18
0.9	11	4	7	8	16	25	29	30	64	15
0.9	8	5	7	8	15	20	37	30	59	17
0.9	10	6	14	15	23	19	13	50	55	17
0.9	8	6	13	13	18	24	18	60	36	9
0.9	10	6	12	10	20	25	17	70	36	9
1.2	7	4	6	13	32	27	11	80	32	11

Forts. Tab. 17

54	55	56	57	58
- P H Y S I K A L. G R Ö S S E N *				
FK b e z o g e n)	nFK	k_f	Lagerungs-dichte	Durch-wurze-lung
- - - - - -I-cm/Tag-I				
65	55			
35	26	100-300	m.locker	w 3
49	36	"	"	w 3
42	31	"	"	w 3
38	28	"	m.dicht	w 1-2
27	16	1-40	m.di/dicht	w 1
27	16	"	dicht	-
21	14	10-40	"	-

Forts. Tab. 17

Tab. 18: Torf-Hanggley (Lusen A)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Horizont	elektr. Leitf. µS/cm	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HPO_4^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+
					I - - - - - -		mg/l		- - - - - - - - - - -	
Of	171.8	264	16.0	3.90	96	4.64	19.53	1.18	14.83	11.40
Oh	437.0	219	14.5	3.50	164	17.17	27.91	0.28	65.44	26.50
H	258.0	167	8.0	4.40	102	5.89	<0.10	0.88	62.16	21.44
AaGo	168.0	45	1.9	4.55	43	3.49	<0.10	3.67	40.08	12.64
AhGo	113.8	28	1.3	4.40	26	2.44	<0.10	3.13	23.40	5.76
II BvCv	44.2	6	0.1	4.60	4	0.72	<0.10	1.82	9.03	0.19

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{atab}	Al_t	Mn_t	Fe_{stab}	Fe_t	Zn_t	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l		- - - - - -		I - - - - - - - - - -			µg/l	- - - - - -		I- - mmol/mmol - -	
9.89	1.50	0.19	1.14	302	422	40	229	256	79	1.8	6.6
17.90	2.50	0.67	2.08	477	1080	61	194	217	103	1.2	2.3
12.20	0.96	0.55	0.36	1140	2260	41	579	1250	<30	0.5	0.2
7.39	0.79	0.52	0.34	365	821	124	230	474	<30	1.2	0.5
3.77	0.88	0.51	0.71	296	980	91	146	201	<30	0.8	0.7
1.08	0.54	0.15	0.67	131	903	34	31	37	<30	0.2	0.6

Forts. Tab. 18

Tab. 19: Hochlagen-Podsol (Lusen B)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Horizont	elektr. Leitf. µS/cm	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HPO_4^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+
					I - - - - - -		mg/l		- - - - - - - - - - -	
Of	160.7	242	14.5	3.85	98	3.92	14.35	4.87	11.44	7.04
Oh	295.0	191	12.1	3.45	97	7.18	26.89	6.47	21.50	6.04
Ae	120.1	222	18.7	3.80	63	3.86	<0.10	0.34	14.81	3.80
Aeh	156.2	321	34.4	3.80	105	5.75	<0.10	0.38	20.12	5.70
Bsh	108.1	298	31.4	3.95	82	3.66	<01.0	0.59	16.47	3.30
Bhs	94.2	34	0.8	4.35	13	2.87	<0.10	3.58	10.72	3.10
II GoBsv	40.5	12	0.3	4.60	5	0.73	<0.10	1.79	9.68	0.15
III (Go)Bsv	47.1	24	0.5	4.45	8	0.59	<0.10	3.14	9.27	0.11
(Go)Bv	49.3	27	1.0	4.55	9	2.21	<0.10	2.09	8.86	0.14
IV CvBv	51.2	17	1.0	4.55	8	1.16	<0.10	2.10	12.35	0.31

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_{stab}	Fe_t	Zn_t	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - -				I - - - - - - - - - -			µg/l - - - - - -			I- - mmol/mmol - - -	
9.23	0.90	0.23	1.32	81	253	69	112	253	<75	1.5	5.2
8.64	1.70	0.71	3.47	122	527	166	96	179	138	2.0	5.8
5.84	1.19	0.29	0.28	2290	2810	13	629	856	< 2	0.6	0.4
6.22	0.95	0.59	0.83	4190	5400	35	3000	4440	52	0.5	0.5
3.60	1.04	0.54	0.82	3680	4950	30	2540	3740	15	0.5	0.4
3.42	0.85	0.59	0.75	452	2090	45	122	336	< 7	0.4	0.3
1.53	0.42	0.22	0.78	278	1110	29	26	33	< 7	0.3	0.6
1.74	0.31	0.27	0.97	340	1500	79	41	82	18	0.3	0.6
2.08	1.31	0.25	1.13	305	1180	59	32	72	15	0.3	0.9
2.67	0.74	0.30	1.30	196	897	733	30	50	< 7	0.5	1.2

Forts. Tab. 19

Tab. 20: Braunerde-Podsol (Lusen E)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Horizont	elektr. Leitf. µS/cm	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HPO_4^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+
					I - - - - - -		mg/l - - - - - - - - - - -			
Of	234.0	297	24.6	4.00	150	6.69	35.17	13.79	11.79	19.50
Oh	264.0	298	42.5	3.85	244	14.70	2.24	0.24	24.78	18.80
Aeh	125.1	51	3.3	4.05	46	2.65	<0.10	18.84	12.81	4.32
Bhs	76.5	9	0.3	4.45	22	2.16	<0.10	18.08	3.82	2.16
Bsv	53.5	3	0.1	4.65	6	1.13	<0.10	10.17	4.60	0.22
I/II CvBv	40.5	3	0.0	4.60	4	1.21	<0.10	2.71	5.42	0.12
II BvCv	40.2	4	0.1	4.45	5	0.74	<0.10	1.98	5.49	0.15

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_{stab}	Fe_t	Zn_t	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - -				I - - - - - - - - - -			µg/l - - - - - -			I- - mmol/mmol - -	
20.20	0.90	0.39	0.97	857	1040	118	344	371	<75	2.4	3.6
23.70	2.55	0.67	0.85	2430	3650	45	4100	6570	110	0.6	0.5
4.66	0.92	0.69	0.30	535	1540	49	812	1360	<30	0.8	0.2
2.26	0.74	0.84	0.39	173	980	131	55	64	<30	1.1	0.3
0.62	0.67	0.36	0.72	181	1290	32	22	<22	<30	0.4	0.4
0.57	0.80	0.16	0.34	137	696	19	16	45	<30	0.3	0.4
0.71	0.69	0.16	0.35	134	729	20	<31	33	<30	0.3	0.4

Forts. Tab. 20

Tab. 21: Hochlagen-Podsol (Steinschachten A)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Horizont	elektr. Leitf. µS/cm	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HPO_4^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+
					I - - - - - -		mg/l		- - - - - - - - - - -	
Of	171.8	264	16.0	3.90	96	4.64	19.53	1.18	14.83	11.40
Oh	279.0	282	15.5	3.70	143	6.80	36.64	<0.10	18.60	12.40
Ae	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Bsh	117.7	252	21.0	3.90	71	4.71	1.28	<0.10	12.25	3.95
Bhs	131.5	215	16.8	4.05	82	3.70	<0.10	8.44	19.88	6.80
II CvBv	39.4	7	0.1	4.55	3	0.40	<0.10	2.30	7.73	0.10
BvCv	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_{stab}	Fe_t	Zn_t	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l		- - - - - -		I - - - - - - - - - -			µg/l		- - - - - -	I- - mmol/mmol - -	
10.50	1.50	0.43	1.48	393	519	79	212	239	54	2.4	3.6
12.50	2.30	0.75	2.11	188	619	83	123	172	116	0.6	0.5
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
4.25	1.01	0.63	0.29	2110	3370	30	2240	3590	< 7	1.1	0.3
1.81	0.64	0.56	0.68	287	1090	48	101	256	16	0.4	0.4
1.01	0.25	0.16	0.49	190	919	21	40	71	< 7	0.3	0.4
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Forts. Tab. 21

Tab. 22: Braunerde-Podsol (Steinschachten C)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Horizont	elektr. Leitf. µS/cm	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HPO_4^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+
					I - - - - - -		mg/l		- - - - - - - - - - -	
Of	176.0	270	14.2	3.75	112	4.03	19.97	<0.10	12.46	7.40
Oh	350.0	311	20.4	3.40	205	14.85	9.65	0.19	35.34	11.24
Ahe	203.0	105	5.8	3.95	11	11.66	<0.10	1.40	41.66	10.60
Bhs	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Bvs	57.3	10	0.6	4.5	7	1.13	<0.10	4.16	12.60	0.49
I/II BvCv	48.9	3	0.0	4.65	3	0.79	<0.10	3.04	12.92	0.10
II BvCv	39.6	4	0.1	4.65	2	0.87	<0.10	2.20	9.55	<0.10

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_{stab}	Fe_t	Zn_t	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l		- - - - - -		I - - - - - - - - -			µg/l	- - - - - -		I- - mmol/mmol - -	
8.17	1.25	0.29	1.55	313	487	84	198	234	<45	1.9	6.1
14.80	3.70	0.77	2.58	1270	1750	113	242	290	132	1.8	3.6
6.56	1.61	1.45	1.32	1050	2280	48	740	1540	< 7	1.3	0.7
n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
1.54	0.36	0.56	0.89	226	1540	61	18	21	< 7	0.4	0.5
1.69	0.26	0.24	0.86	246	1440	58	9	< 9	< 7	0.2	0.5
1.45	0.50	0.20	0.83	156	890	95	8	5	< 7	0.3	0.7

Forts. Tab. 22

WÄSSRIGE EXTRAKTE FÜR EIN AUSGEWÄHLTES PEDON AM HOHEN BOGEN (AMPHIBOLIT)

Tab. 23: Podsolige Braunerde (H. Bogen D)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Horizont	elektr. Leitf. µS/cm	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HPO_4^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+
					I - - - - - -		mg/l	- - - - - - - - - - -		
Of	341.0	297	32.9	4.50	244	31.09	23.49	<0.10	22.77	18.40
Oh	194.8	279	23.3	4.05	144	9.62	5.24	<0.10	24.99	10.20
A(e)h	113.4	288	37.8	4.00	76	5.77	<0.10	15.10	9.27	3.40
AhB(s)v	120.0	41	4.0	4.20	24	2.38	<0.10	22.55	5.59	2.70
B(s)v	57.8	8	0.3	4.65	10	3.22	<0.10	7.52	5.09	1.35
Bv	33.0	3	0.1	4.85	5	2.08	<0.10	0.83	6.17	0.14
II CvBv	31.6	1	0.0	4.75	3	1.09	<0.10	0.23	6.96	<0.10
III CvBv1	32.4	1	0.0	4.65	3	0.79	<0.10	0.98	7.36	<0.10
CvBv2	34.9	1	0.0	4.50	3	0.66	<0.10	1.33	6.55	0.14

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_{stab}	Fe_t	Zn_t	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l		- - - - - -		I - - - - - - - - -			µg/l	- - - - - -		I- - mmol/mmol - -	
54.20	4.70	1.49	3.26	742	1660	570	781	1200	96	1.8	2.4
16.00	2.60	1.13	3.03	1720	2040	197	909	1080	102	3.9	6.3
4.18	0.95	1.19	3.10	13300	15300	188	15300	18200	102	0.7	1.0
2.86	0.79	0.84	2.48	946	1540	283	751	958	35	1.6	2.8
1.43	1.51	0.53	1.31	70	336	576	39	51	n.b.	2.2	3.2
0.19	1.07	0.37	1.07	40	318	407	9	12	< 45	1.5	2.6
0.21	0.80	0.17	0.72	56	578	126	13	14	< 45	0.4	0.9
0.16	0.70	0.13	0.78	54	528	187	6	16	< 45	0.3	1.1
0.05	0.59	0.09	0.47	25	503	140	< 8	16	< 45	0.2	0.7

Forts. Tab. 23

ERLÄUTERUNGEN ZUM TABELLENTEIL (WASSER)

Zur Charakterisierung der hydrologischen Verhälnisse an den einzelnen Untersuchungsterminen werden folgende Abkürzungen verwendet: s = Sickerwasserabfluß
f.Gw = Grundwasser-Abfluß (flaches Grundwasser)
t.Gw = Grundwasser-Abfluß (tiefes Grundwasser)

Die rechnerisch aus der UV-Extinktion abgeleiteten DOC-Werte sind durch ein (*) gekennzeichnet.

Der angegebene pH-Wert entspricht dem im Labor gemessenen Wert.

In die Ca/Al^{3+}- und Mg/Al^{3+}-Quotienten geht der labile Al-Anteil ein.

X_{stab} = Stabile Fraktion des Elements X
X_{lab} = Labile Fraktion des Elements X

X_t = Gesamtkonzentration des Elements X

Basenkap. = Titration mit NaOH bis pH 8,3
Säurekap. = Titration mit HCl bis pH 4,3

WASSERPROBEN AUS GRANITGEBIETEN (LUSEN, KOHLSCHACHTEN)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
01.10.86	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29.10.86	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02.06.87	3.20	(s)	1.0	65.3	n.b.	- 0.06	19.7	1.0	3.96	5.03	0.46	0.00
25.06.87	0.10	(s)	8.1	56.1	n.b.	- 0.12	47.1	2.6	3.80	10.60	0.42	0.00
08.07.87	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22.07.87	0.05	(s)	10.3	73.4	n.b.	- 0.15	73.4	4.1	3.70	16.73	0.71	0.00
03.08.87	0.80	(s)	9.2	65.2	n.b.	- 0.13	92.2	5.7	3.77	18.10	0.42	0.00
09.09.87	0.02	(s)	8.9	68.5	n.b.	- 0.17	79.0	3.9	3.63	13.00	0.43	0.00
30.09.87	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28.10.87	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03.05.88	geschlossene Altschneedecke				-	-	-	-	-	-	-	-
17.05.88	4.70	(s)	0.4	64.4	n.b.	- 0.06	20.1	1.3	4.06	5.50*	0.43	0.00
31.05.88	1.00	(s)	4.2	51.1	n.b.	- 0.07	26.5	2.2	3.88	6.59*	0.41	0.00
14.06.88	0.01	(s)	7.0	57.1	n.b.	- 0.01	68.4	4.8	3.89	13.74*	0.63	0.00

Tab. 24: Entnahmestelle 13 (temporär wasserführender Quellast des Ahornbachs am Kohlschachten, anmoorig);
Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 02 040 (R) 54 33 980 (H), 1 127 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l	- - - - - - - - - - - - - - - -					I	- - - - - - - -	ug/l	- - - - - - - -		I - - mol/mol	- - -
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4.34	5.06	0.22	0.56	0.16	0.70	<38	272	25	79	7	0.8	2.1
1.68	5.04	0.13	0.46	0.13	0.35	47	325	<11	204	121	0.6	0.9
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0.77	5.56	0.24	0.16	0.08	0.10	140	612	13	445	221	0.2	0.1
<0.10	5.45	0.08	0.20	0.09	0.25	170	698	<14	381	241	0.2	0.3
0.15	5.29	0.12	0.15	0.05	0.28	269	641	23	455	189	0.1	0.5
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4.82	3.46	0.28	0.70	0.14	0.48	<24	204	18	79	26	0.8	1.6
3.91	3.64	0.23	0.59	0.14	0.58	30	227	16	101	47	0.8	1.9
<0.10	4.36	0.55	0.52	0.09	0.28	203	404	12	262	188	0.4	0.9

Forts. Tab. 24

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. uS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
03.10.86	kein Q		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30.10.86	0.01	(s)	4.7	92.6	n.b.	- 0.11	34.4	1.1	3.84	9.36	1.17	0.00
03.06.87	17.80	(s)	0.5	74.4	n.b.	- 0.09	31.4	1.3	3.82	7.56	0.35	0.00
26.06.87	3.30	(s)	5.1	75.1	n.b.	n.b.	39.5	2.1	3.71	10.69	0.55	0.00
08.07.87	0.10	(s)	7.8	81.8	n.b.	- 0.14	32.8	1.4	3.71	6.88	0.59	0.00
22.07.87	0.30	(s)	8.7	76.3	n.b.	- 0.12	28.2	1.6	3.79	5.68	0.49	0.00
03.08.87	9.80	(s)	8.2	66.2	n.b.	- 0.10	64.9	3.4	3.84	14.32	0.21	0.00
09.09.87	0.10	(s)	7.8	75.7	n.b.	- 0.12	25.8	1.3	3.73	5.20	0.53	0.00
30.09.87	0.02	(s)	5.8	59.7	n.b.	n.b.	32.8	1.9	3.52	9.45	0.71	0.00
29.10.87	<0.01	(s)	3.1	56.9	n.b.	- 0.07	26.5	1.7	3.89	8.20	1.15	0.00
05.05.88	geschlossene Altschneedecke				-	-	-	-	-	-	-	-
20.05.88	20.00	(s)	0.8	73.6	n.b.	- 0.11	31.5	1.8	3.80	7.83*	0.70	0.00
02.06.88	1.20	(s)	3.1	65.8	n.b.	- 0.08	44.1	2.4	3.95	10.48*	0.26	0.00
16.06.88	0.30	(s)	7.0	76.0	0.85	- 0.16	32.5	2.0	3.80	8.04*	0.59	0.00

Tab. 25: Entnahmestelle 6 (temporär wasserführendes Fließgerinne am Lusen, anmoorig), Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 09 730 (R) 54 23 710 (H), 1 215 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l	- - - - - - - - - - - - - -					-I - - - - - - - -		µg/l	- - - - - - -		I - - mol/mol	- - -
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2.36	12.00	0.52	0.47	0.24	0.66	596	1140	24	257	230	0.5	0.8
3.95	6.57	0.22	0.39	0.09	0.47	< 22	692	17	107	< 8	0.2	0.5
2.50	7.23	0.15	0.36	0.11	0.31	90	670	9	179	88	0.2	0.3
3.60	9.59	0.23	0.53	0.16	0.41	141	768	14	161	68	0.7	1.0
2.54	9.54	0.16	0.60	0.19	0.45	49	803	26	163	75	0.3	0.4
0.48	6.34	0.08	0.28	0.05	0.09	135	802	12	274	87	0.1	0.1
3.26	9.19	0.54	0.74	0.22	0.58	182	974	21	197	84	0.3	0.4
2.62	8.40	0.15	0.64	0.22	0.48	212	917	24	210	56	0.3	0.6
1.05	10.91	1.28	1.16	0.28	0.76	137	930	43	289	135	0.4	0.6
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5.13	4.62	0.29	0.36	0.10	0.46	111	551	13	124	30	0.2	0.7
2.64	3.99	0.16	0.27	0.08	0.40	234	575	11	197	101	0.2	0.8
2.13	6.30	0.32	0.62	0.20	0.30	263	710	20	200	88	0.2	0.8

Forts. Tab. 25

WASSERPROBEN AUS GNEISGEBIETEN (LACKENBERG, STEINSCHACHTEN, RACHEL, LUCHSPLATZL, ENZIANFILZ)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l	- - - - -	
01.10.86	3.1	(t.Gw)	5.8	31.6	0.19	0.16	0.4	0.2	6.26	0.42	0.54	6.95
30.09.86	n.b.	(f.Gw)	5.5	44.2	n.b.	n.b.	0.2	0.2	5.58	0.70	0.88	n.b.
29.10.86	n.b.	(f.Gw)	4.8	39.1	0.45	0.07	0.9	0.0	5.16	0.76	1.02	0.98
02.06.87	n.b.	(f.Gw)	4.1	38.7	0.48	0.06	1.6	0.0	5.08	1.36	0.83	0.49
25.06.87	n.b.	(f.Gw)	4.3	37.4	0.54	0.02	0.7	0.0	4.86	1.04	0.93	<0.10
08.07.87	n.b.	(f.Gw)	5.5	39.3	0.48	0.05	0.4	0.1	5.09	0.69	1.04	0.24
22.07.87	n.b.	(f.Gw)	5.5	37.7	n.b.	n.b.	1.4	0.1	5.31	2.12	1.06	n.b.
03.08.87	n.b.	(f.Gw)	4.8	35.9	0.46	0.05	1.2	0.3	5.00	0.51	0.92	0.24
08.09.87	n.b.	(f.Gw)	6.0	36.3	n.b.	n.b.	1.8	0.1	5.20	1.61	0.90	n.b.
30.09.87	n.b.	(f.Gw)	5.0	36.8	0.48	0.06	1.0	0.1	5.07	0.82	0.94	0.43
28.10.87	<0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03.05.88	geschlossene Altschneedecke				-	-	-	-	-	-	-	-
17.05.88	n.b.	(f.Gw)	4.9	37.3	0.36	0.06	1.4	0.0	5.08	1.31*	0.84	0.61
31.05.88	n.b.	(f.Gw)	2.0	37.7	0.40	0.05	1.2	0.0	5.16	1.18*	0.85	0.12
14.06.88	n.b.	(f.Gw)	6.4	38.3	0.38	0.06	0.8	0.6	5.21	0.92*	1.09	0.61

Tab. 26: Entnahmestelle 1 (Quellhorizont am Lackenberg, sehr geringe Schüttung), 1 210 m ü. NN; Gauß-Krüger-Koordinaten: 45 94 780 (R) 54 40 730 (H)

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - -							µg/l - - - - - -		
8.37	2.20	0.81	1.23	0.72	2.04	<20	24	< 2	<12
9.45	2.46	0.72	1.16	0.74	2.09	48	86	7	< 6
9.13	3.17	0.57	1.07	0.78	2.42	< 5	42	19	8
9.89	2.85	0.52	1.06	0.73	1.94	< 2	44	13	9
9.42	2.67	0.56	1.14	0.71	1.94	<11	34	9	10
9.06	2.32	0.57	1.19	0.71	1.97	<22	32	3	8
9.76	2.55	0.52	1.11	0.69	1.78	<21	46	10	< 8
8.67	2.16	0.49	1.20	0.71	1.80	< 5	33	2	< 9
8.40	2.13	0.62	1.26	0.67	1.50	<21	<21	18	16
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.41	3.54	0.55	1.15	0.76	2.32	<55	30	12	20
8.71	3.14	0.56	1.11	0.74	2.96	<21	21	10	< 9
9.02	2.81	0.52	1.23	0.80	1.25	<35	<32	8	4

Forts. Tab. 26

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
01.10.86	3.1	(t.Gw)	5.8	31.6	0.19	0.16	0.4	0.2	6.26	0.42	0.54	6.95
29.10.86	10.5	(t.Gw)	4.8	32.4	n.b.	n.b.	1.4	0.0	5.60	0.94	0.77	n.b.
03.06.87	21.5	(t.Gw)	3.5	30.4	0.18	0.09	5.3	0.3	5.81	2.09	0.63	2.32
25.06.87	11.8	(t.Gw)	5.0	31.3	n.b.	n.b.	4.3	0.4	6.08	1.85	0.71	n.b.
08.07.87	8.7	(t.Gw)	5.8	31.1	0.17	0.13	2.6	0.1	6.10	1.94	0.80	4.88
22.07.87	3.9	(t.Gw)	5.8	31.3	0.16	0.12	4.7	0.4	6.14	2.23	1.01	4.57
03.08.87	7.5	(t.Gw)	5.7	33.0	0.19	0.11	7.5	0.6	6.01	2.06	0.62	3.11
08.09.87	6.2	(t.Gw)	6.3	30.6	n.b.	n.b.	9.7	0.6	6.11	2.56	0.68	n.b.
30.09.87	4.7	(t.Gw)	4.7	31.1	0.18	0.13	3.2	0.2	6.13	1.38	0.67	4.94
28.10.87	3.8	(t.Gw)	5.4	33.2	0.18	0.14	1.4	0.1	5.97	1.26	0.75	5.37
03.05.88	60.5	(s)	1.0	32.1	n.b.	n.b.	8.9	0.4	4.91	2.61*	0.62	n.b.
17.05.88	47.1	(t.Gw)	3.5	27.0	0.17	0.08	9.2	0.5	5.50	2.67*	0.51	1.65
31.05.88	12.8	(t.Gw)	2.1	32.5	0.13	0.12	3.3	0.3	6.00	1.53*	0.57	4.39
14.06.88	8.4	(t.Gw)	6.1	31.0	0.23	0.13	1.8	0.4	6.35	1.24*	0.71	4.76

Tab. 27: Entnahmestelle 2 (Quellast des Großen Höllbachs, Lackenberg), 1 158 m ü. NN; Gauß-Krüger-Koordinaten: 45 94 520 (R), 54 40 455 (H).

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - -								µg/l - - - - - - -			I - - mol/mol - - -	
4.76	1.82	0.55	1.25	0.66	2.33	<20	22	< 2	< 2			
4.85	2.60	0.71	1.11	0.62	2.33	22	39	3	< 3			
4.42	3.26	0.42	0.95	0.56	2.15	<29	57	< 2	27			
4.50	2.74	0.52	1.10	0.58	1.94	<28	32	6	20			
5.03	2.15	0.50	1.13	0.59	1.93	<22	< 5	10	9			
4.27	2.29	0.52	1.16	0.60	1.92	<15	<16	3	13			
3.96	2.80	0.41	1.00	0.52	1.67	29	90	4	34			
3.67	2.69	0.44	1.14	0.61	1.97	37	96	5	34			
4.44	1.88	0.47	1.25	0.63	2.06	<14	<30	7	7			
4.69	1.71	0.57	1.46	0.64	1.95	<40	< 5	< 8	<10			
5.36	3.91	0.42	0.93	0.54	2.40	120	271	14	52	48	0.4	10.7
n.b.	3.89	0.55	1.10	0.56	2.30	<21	129	7	57			
4.47	2.60	0.44	1.13	0.58	2.80	<40	<35	<8	8			
4.36	2.29	0.62	1.41	0.60	1.25	<44	<24	<3	< 7			

Forts. Tab. 27

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
02.10.86	n.b.	(t.Gw)	8.0	31.1	0.08	0.09	0.9	0.2	6.24	0.60	0.59	2.74
28.10.86	n.b.	(t.Gw)	4.0	34.4	0.09	0.08	2.2	0.0	5.74	1.17	1.10	1.83
05.06.87	n.b.	(s)	2.1	41.2	n.b.	n.b.	9.4	0.4	4.64	3.37	0.57	n.b.
26.06.87	n.b.	(t.Gw)	5.2.	30.8	n.b.	n.b.	5.3	0.5	5.35	1.67	0.84	n.b.
07.07.87	n.b.	(t.Gw)	6.1	32.8	0.36	0.07	3.0	0.2	5.41	2.02	1.01	1.46
23.07.87	n.b.	(t.Gw)	4.0	29.1	n.b.	n.b.	4.4	0.3	5.57	1.91	0.88	n.b.
05.08.87	n.b.	(t.Gw)	4.6	31.3	0.25	0.07	3.2	0.6	5.55	2.11	0.82	1.52
09.09.87	n.b.	(t.Gw)	5.3	30.9	0.25	0.06	2.6	0.5	5.41	3.15	0.82	0.49
01.10.87	n.b.	(t.Gw)	4.3	34.6	0.24	0.07	1.8	0.4	5.57	5.84	0.80	1.34
26.10.87	n.b.	(t.Gw)	4.2	32.8	0.26	0.06	2.7	0.1	5.59	1.40	0.85	0.85
04.05.88	geschlossene Altschneedecke				-	-	-	-	-	-	-	-
19.05.88	n.b.	(s)	4.0	36.0	0.23	0.12	6.4	0.4	4.84	2.86*	0.69	4.27
01.06.88	n.b.	(t.Gw)	4.6	34.4	0.18	0.06	9.5	0.7	5.33	3.44*	0.76	0.73
15.06.88	n.b.	(t.Gw)	6.3	32.6	n.b.	n.b.	2.9	0.6	5.47	2.21*	0.79	n.b.

Tab. 28: Entnahmestelle 3 (Quelle der Kaltenbrunner Seige am Steinschachten, kl. Quellmoorfleck), Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 04 330 (R) 54 26 860(H), 1 260 m ü. NN.

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - -	mg/l	- - - - - - - - - - - - - -				-I	- - - - - - - -	µg/l	- - - - - - -	I	- - mol/mol	- - -
7.91	1.18	0.53	1.27	0.88	1.57	<20	28	1	< 5			
9.08	1.51	0.66	1.16	0.77	1.46	53	78	5	<15			
6.85	4.17	0.32	0.76	0.57	1.31	<32	624	12	34	< 8	1.0	1.4
8.99	1.99	0.38	1.11	0.85	1.34	<20	66	20	5			
9.02	1.74	0.44	1.22	0.86	1.45	<22	55	15	17			
8.27	1.47	0.39	1.11	0.81	1.38	10	37	11	< 6			
8.42	2.00	0.42	1.05	0.76	1.35	43	44	9	<10			
8.59	1.34	0.36	1.18	0.85	1.54	<11	22	< 6	< 6			
8.66	1.33	0.41	1.26	0.86	1.43	< 19	< 15	12	< 8			
8.58	1.29	0.51	1.46	0.84	1.27	< 22	< 31	7	<13			
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
8.88	3.03	0.44	1.04	0.68	1.37	32	524	14	<13	< 9	1.5	1.9
9.07	1.67	0.39	1.27	0.84	1.56	< 27	< 58	< 9	<11			
9.53	1.50	0.45	1.44	0.80	1.80	< 27	< 38	5	<13			

Forts. Tab. 28

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l	- - - - -	
02.10.86	0.05	(s)	8.1	31.0	0.11	0.03	12.0	0.5	4.75	4.33	0.86	<0.10
28.10.86	0.45	(s)	3.2	37.7	n.b.	n.b.	8.9	0.0	4.19	2.53	1.22	0.00
05.06.87	5.70	(s)	4.1	46.3	n.b.	<0.01	9.6	0.5	4.35	3.48	0.51	<0.10
26.06.87	1.00	(s)	8.7	39.7	n.b.	<0.01	10.6	0.6	4.37	3.11	0.72	<0.10
07.07.87	0.40	(s)	13.0	36.7	0.11	<0.01	13.0	0.7	4.36	3.38	0.74	<0.10
23.07.87	0.50	(s)	12.1	26.3	0.12	n.b.	14.8	0.8	4.43	4.77	0.77	n.b.
05.08.87	1.00	(s)	9.2	36.2	0.11	<0.01	12.2	0.9	4.41	3.62	0.85	<0.10
09.09.87	0.40	(s)	9.2	29.0	0.11	<0.01	13.2	0.9	4.34	4.09	0.82	<0.10
01.10.87	0.30	(s)	5.3	30.9	0.10	0.01	10.7	0.8	4.45	6.20	0.83	<0.10
26.10.87	0.13	(s)	5.3	32.7	0.11	<0.01	9.9	0.7	4.36	3.08	1.10	<0.10
04.05.88	n.b.	(s)	1.0	44.9	n.b.	<0.01	6.7	0.2	4.36	2.79*	0.56	<0.10
19.05.88	2.00	(s)	6.1	44.4	0.15	n.b.	9.0	0.4	4.53	3.30*	0.62	n.b.
01.06.88	1.25	(s)	6.8	40.6	0.12	n.b.	3.5	0.4	4.24	2.07*	0.62	0.00
15.06.88	0.50	(s)	10.1	n.b.	0.18	<0.01	9.2	1.0	4.36	3.35*	0.66	<0.10

Tab. 29: Entnahmestelle 5 (Kaltenbrunner Seige, Steinschachten, ca. 250 m unterhalb Entnahmestelle 10),
Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 04 380 (R) 54 26 860 (H), 1 185 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - - - - - I - - - - - - - - - µg/l - - - - - - - - I - - mol/mol - - -												
2.24	2.91	0.18	1.08	0.39	0.59	152	182	29	4	n.b.	14.4	13.4
5.61	4.60	0.53	0.86	0.70	1.14	96	280	49	<14	n.b.	4.3	4.3
6.05	5.68	0.34	0.62	0.58	1.27	< 13	406	31	13	< 6	1.6	2.1
6.38	4.50	0.29	0.81	0.51	0.88	< 19	292	20	13	< 5	1.9	2.0
3.71	4.39	0.19	0.87	0.38	0.65	45	263	27	32	6	2.0	2.0
1.42	3.84	0.26	0.88	0.30	0.47	65	273	34	32	12	3.2	3.0
3.66	4.11	0.34	0.74	0.42	0.60	51	289	35	20	12	1.9	1.7
2.90	3.42	0.31	0.94	0.38	0.62	59	236	26	23	17	2.4	2.4
3.81	3.20	0.25	1.01	0.46	0.65	50	201	37	14	10	3.4	2.9
4.07	3.90	0.40	1.37	0.52	0.52	44	244	48	19	10	2.8	1.8
7.84	3.73	0.38	0.80	0.63	1.43	91	388	33	20	31	2.4	3.3
7.93	4.24	0.84	1.73	0.22	0.96	n.b.	n.b.	7	15	<11	n.b.	n.b.
7.82	3.51	0.27	0.91	0.58	1.28	47	231	26	13	<10	2.8	3.7
6.40	3.27	0.23	1.03	0.56	1.17	<14	237	28	21	7	2.6	3.3

Forts. Tab. 29

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
04.05.88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19.05.88	n.b.	(s)	5.9	44.5	0.12	n.b.	8.2	0.8	4.52	3.19*	0.68	n.b.
01.06.88	n.b.	(s)	6.8	39.3	0.12	n.b.	10.8	1.0	4.27	3.68*	0.66	0.00
15.06.88	n.b.	(s)	9.9	36.5	0.11	0.00	10.2	0.9	4.30	3.57*	0.69	0.00

Tab.30: Entnahmestelle 4 (temporär wasserführendes Fließgerinne, Steinschachten), Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 04 280 (R) 54 26 600 (H), 1 190 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - - - - - I - - - - - - - - - µg/l - - - - - - - - I - - mol/mol - - -												
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7.87	3.51	0.37	0.93	0.70	1.28	< 33	318	16	123	13	2.7	3.0
6.94	3.17	0.43	1.01	0.62	1.04	< 6	171	29	20	< 7	3.9	4.1
6.32	3.13	0.51	1.26	0.63	1.09	< 32	164	22	18	18	4.1	4.1

Forts. Tab. 30

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
26.06.87	n.b.	(f.Gw)	3.9	35.7	n.b.	n.b.	2.0	0.1	4.68	2.07	0.93	n.b.
09.07.87	n.b.	(f.Gw)	9.1	33.5	0.44	0.04	3.0	0.0	4.77	1.42	0.84	<0.10
23.07.87	n.b.	(f.Gw)	6.0	35.5	0.44	n.b.	9.5	0.6	4.47	7.19	0.70	n.b.
06.08.87	n.b.	(f.Gw)	4.0	35.3	0.47	0.03	2.6	0.3	4.67	2.85	0.83	<0.10
07.09.87	n.b.	(f.Gw)	5.2	36.0	0.49	0.06	2.6	0.2	4.65	3.40	0.71	<0.01
01.10.87	n.b.	(f.Gw)	4.0	34.4	0.45	0.05	1.6	0.5	4.81	2.12	0.90	<0.10
30.10.87	n.b.	(f.Gw)	4.2	34.7	0.47	0.03	1.1	0.2	4.65	3.55	0.79	<0.10
04.05.88	geschlossene Altschneedecke				-	-	-	-	-	-	-	-
19.05.88	n.b.	(f.Gw)	3.2	39.9	n.b.	n.b.	6.9	0.8	4.38	5.34*	0.63	n.b.
02.06.88	n.b.	(f.Gw)	3.2	37.9	0.41	0.04	2.7	0.3	4.79	2.94*	0.70	<0.10
16.06.88	n.b.	(f.Gw)	4.9	38.0	0.43	0.04	1.7	0.7	4.81	2.37*	0.79	<0.10

Tab. 31: Entnahmestelle 8 (Quellhorizont oberhalb Quellmoorband, Rachelwesthang), 1 330 m ü. NN; Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 01 430 (R) 54 27 500 (H).

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - - - - - I - - - - - - - µg/l - - - - - -									
6.39	5.34	0.33	0.81	0.68	0.92	<14	653	23	27
7.90	3.77	0.37	0.84	0.73	0.98	<56	516	26	< 8
6.05	4.78	0.28	0.62	0.71	0.99	37	821	22	25
7.48	3.81	0.41	0.84	0.62	0.86	33	585	19	10
7.30	3.25	0.25	0.83	0.74	1.09	10	463	20	<10
7.73	2.80	0.36	0.88	0.76	1.10	<16	350	<14	< 7
7.93	3.10	0.40	1.06	0.77	0.94	<32	463	16	<10
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7.75	3.72	0.31	0.70	0.52	0.92	52	844	17	19
8.00	2.77	0.35	0.89	0.72	1.16	<17	422	10	< 7
8.32	2.92	0.44	1.10	0.81	1.26	98	488	16	<15

Forts. Tab. 31

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
03.10.86	n.b.	(f.Gw)	8.1	30.7	0.12	0.03	5.2	0.0	4.80	1.85	0.66	<0.10
30.10.86	n.b.	(f.Gw)	2.7	35.2	n.b.	n.b.	7.4	0.0	4.62	2.60	0.86	n.b.
05.06.87	n.b.	(f.Gw)	4.5	44.3	n.b.	n.b.	10.5	0.5	4.28	3.82	0.44	0.00
26.06.87	n.b.	(f.Gw)	7.0	38.1	n.b.	n.b.	8.6	0.5	4.27	2.88	0.72	0.00
09.07.87	n.b.	(f.Gw)	10.0	32.4	0.14	0.01	8.5	0.5	4.55	2.53	0.72	<0.10
23.07.87	n.b.	(f.Gw)	10.2	25.7	0.11	0.01	11.8	0.9	4.57	5.14	1.34	<0.10
06.08.87	n.b.	(f.Gw)	5.0	34.5	0.14	<0.01	9.8	0.7	4.35	4.88	0.56	<0.10
07.09.87	n.b.	(f.Gw)	8.2	29.8	0.12	n.b.	9.8	0.3	4.28	5.30	0.70	0.00
01.10.87	n.b.	(f.Gw)	3.1	30.2	0.11	0.02	6.3	0.4	4.50	4.50	0.80	<0.10
30.10.87	n.b.	(f.Gw)	3.6	31.3	0.12	0.01	6.1	0.3	4.42	2.15	0.89	<0.10
04.05.88	geschlossene Altschneeedecke				-	-	-	-	-	-	-	-
19.05.88	n.b.	(f.Gw)	2.8	41.1	0.22	n.b.	9.2	0.5	4.40	3.73*	0.55	n.b.
02.06.88	n.b.	(f.Gw)	3.0	36.3	0.11	<0.01	6.7	0.6	4.33	3.30*	0.60	<0.10
16.06.88	n.b.	(f.Gw)	8.2	33.0	0.12	n.b.	7.6	0.9	4.43	3.46*	0.68	n.b.

Tab. 32: Entnahmestelle 9 (Quellhorizont am Rachelwesthang, unterhalb Quellmoor), 1 310 m ü. NN; Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 01 320 (R) 54 27 460 (H)

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - -						I - - - - - - µg/l - - - - - -			
5.68	2.18	0.19	0.92	0.69	0.92	68	118	7	< 6
5.94	3.16	0.41	0.89	0.63	0.99	181	515	8	<10
5.65	5.43	0.21	0.45	0.39	0.71	<46	865	<13	12
6.87	3.83	0.24	0.76	0.59	0.84	<10	339	17	< 8
5.23	2.87	0.17	0.77	0.55	0.71	9	223	6	13
3.25	3.12	0.15	0.65	0.47	0.54	17	246	13	12
4.66	4.12	0.16	0.61	0.47	0.64	38	513	17	9
4.44	3.53	0.19	0.70	0.56	0.77	29	323	10	< 8
5.58	2.68	0.50	1.01	0.64	0.82	48	224	<10	10
5.53	2.88	0.28	1.00	0.66	0.71	31	233	22	< 7
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6.99	3.91	0.28	0.61	0.44	0.72	<50	793	17	<15
7.30	3.15	0.27	0.80	0.62	0.98	58	336	17	13
6.44	2.85	0.30	1.02	0.64	0.96	14	273	15	<12

Forts. Tab. 32

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
01.10.86	3.1	(t.Gw)	5.8	31.6	0.19	0.16	0.4	0.2	6.26	0.42	0.54	6.95
04.05.88	n.b.	(s)	1.0	57.4	n.b.	n.b.	7.0	0.1	4.22	3.35*	0.59	0.00
19.05.88	n.b.	(s)	6.2	51.1	n.b.	n.b.	8.3	0.4	4.37	3.57*	0.64	n.b.
02.06.88	n.b.	(s)	5.6	52.3	0.22	n.b.	8.0	0.4	4.20	3.52*	0.63	0.00
16.06.88	n.b.	(s)	10.0	51.8	0.31	n.b.	7.0	0.6	4.36	3.35*	0.76	n.b.

Tab. 33: Entnahmestelle 10 (temporär wasserführendes Fließgerinne, Rachelwesthang), Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 00 340 (R) 54 27 260 (H), 1 100 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - -						-I - - - - - - - -		µg/l - - - - - - -			I - - mol/mol - - -	
9.96	5.79	0.32	0.67	0.52	1.05	211	1510	56	10	<20	0.4	0.5
8.65	5.63	0.40	0.79	0.42	0.90	114	1220	46	13	< 5	0.4	0.5
8.57	5.87	0.28	0.70	0.46	1.06	110	1370	49	78	<12	0.4	0.6
8.28	6.21	0.34	0.92	0.53	1.03	237	1270	52	24	< 9	0.6	0.7

Forts. Tab. 33

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
06.08.87	n.b.	(f.Gw)	4.8	39.1	0.37	0.04	4.4	0.4	4.79	2.91	0.63	<0.10
07.09.87	n.b.	(f.Gw)	5.5	n.b.	0.38	0.05	3.0	0.3	5.05	2.67	0.70	<0.10
01.10.87	n.b.	(f.Gw)	4.1	35.1	0.35	0.06	0.8	0.5	5.12	2.30	0.65	0.37

Tab. 34: Entnahmestelle 7 (Wasserversorgung Waldschmidt-Haus, 1 357 m ü. NN Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 01 550 (R) 54 27 410 (H)

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - -						-I - - - - - -		µg/l - - - - - -	
6.77	4.70	0.32	0.73	0.84	1.01	37	479	28	14
6.65	4.10	0.30	0.82	0.99	1.17	17	320	13	<7
7.33	3.31	0.34	0.87	1.11	1.26	17	152	5	<5

Forts. Tab. 34

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
03.10.86	2.9	(f.Gw)	12.0	33.3	0.11	0.03	7.6	1.0	4.66	2.23	0.61	<0.10
30.10.86	8.1	(f.Gw)	3.9	42.4	n.b.	n.b.	10.1	0.0	4.39	3.05	0.98	n.b.
05.06.87	128.4	(f.Gw)	7.5	49.0	n.b.	- 0.02	12.5	0.4	4.25	4.06	0.44	0.00
26.06.87	20.9	(f.Gw)	7.1	39.2	n.b.	n.b.	11.4	0.5	4.36	3.94	0.81	n.b.
09.07.87	10.0	(f.Gw)	10.0	30.9	0.22	n.b.	12.5	0.4	4.48	3.31	0.71	n.b.
23.07.87	26.8	(f.Gw)	10.0	36.4	0.17	0.00	15.2	0.7	4.30	3.43	0.62	0.00
06.08.87	18.3	(f.Gw)	6.3	33.7	n.b.	0.00	14.5	2.2	4.30	4.48	0.52	0.00
07.09.87	9.6	(f.Gw)	9.1	32.9	0.14	n.b.	13.3	0.8	4.42	4.70	0.60	n.b.
01.10.87	8.7	(f.Gw)	4.0	32.9	0.12	0.02	9.7	0.5	4.48	3.53	0.78	<0.10
30.10.87	4.0	(f.Gw)	3.1	30.6	0.12	0.01	8.7	0.4	4.31	5.03	0.86	<0.10
04.05.88	68.7	(f.Gw)	1.0	50.4	n.b.	n.b.	9.4	0.3	4.25	3.76*	0.63	0.00
19.05.88	66.0	(f.Gw)	5.8	46.1	0.19	n.b.	12.4	0.6	4.22	4.27*	0.56	0.00
02.06.88	35.5	(f.Gw)	5.1	42.2	0.16	n.b.	11.3	0.7	4.28	4.08*	0.65	0.00
16.06.88	13.9	(f.Gw)	9.5	33.6	0.13	n.b.	9.2	0.8	4.56	3.73*	0.88	n.b.

Tab. 35: Entnahmestelle 11 (Schreierbach, Rachelwesthang), 1 100 m ü. NN;
Gauß-Krüger-Koordinaten: 46 00 340 (R) 54 27 270 (H).

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - - - I - - - - - - µg/l - - - - - -									
3.88	3.00	0.13	0.99	0.54	0.65	138	233	25	< 9
4.22	6.55	0.37	0.66	0.59	0.86	333	737	37	35
5.53	6.07	0.25	0.47	0.40	0.77	< 40	933	33	33
5.54	5.02	0.23	0.68	0.48	0.64	< 21	583	32	42
4.03	3.90	0.21	0.78	0.46	0.51	31	403	23	34
2.46	5.37	0.22	0.61	0.40	0.44	28	673	42	41
3.06	5.23	0.19	0.56	0.36	0.50	51	641	29	41
2.78	4.76	0.14	0.66	0.43	0.56	72	547	31	38
3.87	3.98	0.22	0.84	0.50	0.59	< 29	401	29	17
4.34	3.66	0.27	1.11	0.54	0.53	48	395	37	14
8.54	4.97	0.55	0.88	0.52	1.03	48	1150	36	33
6.30	4.08	0.32	0.59	0.42	0.76	189	726	27	38
6.40	4.15	0.24	0.68	0.52	0.86	59	600	30	32
5.43	3.55	0.33	1.03	0.52	0.77	14	524	16	33

Forts. Tab. 35

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
29.09.86	0.5	(t.Gw)	5.5	18.0	0.04	0.12	0.3	0.1	6.68	0.48	0.38	4.45
29.10.86	0.6	(t.Gw)	3.8	19.2	n.b.	n.b.	2.4	0.0	5.73	0.96	0.68	n.b.
02.06.87	30.0	(s)	1.0	43.0	n.b.	n.b.	17.8	0.8	4.43	1.46	0.46	n.b.
25.06.87	8.3	(s)	4.5	24.3	n.b.	n.b.	6.9	0.8	4.69	1.90	0.74	n.b.
08.07.87	1.5	(t.Gw)	5.4	23.9	0.11	0.04	5.4	0.5	5.62	1.67	0.66	<0.10
22.07.87	1.7	(t.Gw)	5.1	17.8	0.09	0.06	5.4	0.5	5.82	1.93	0.62	0.79
03.08.87	2.7	(s)	7.6	38.6	n.b.	- 0.02	57.5	3.3	4.13	12.56	0.69	0.00
09.09.87	1.1	(t.Gw)	5.0	18.2	0.07	0.08	3.5	0.5	6.10	3.07	0.61	1.77
30.09.87	0.6	(t.Gw)	4.1	22.6	0.07	0.09	1.9	0.5	6.26	1.84	0.55	2.68
29.10.87	0.4	(t.Gw)	3.8	21.2	0.10	0.11	1.3	0.3	6.35	2.60	0.60	3.90
05.05.88	20.0	(s)	1.0	56.3	n.b.	n.b.	21.1	1.0	3.98	4.89*	0.48	0.00
18.05.88	15.0	(s)	0.8	56.0	n.b.	- 0.06	28.3	1.8	4.03	6.25*	0.39	0.00
31.05.88	10.0	(s)	2.8	33.6	0.17	n.b.	13.4	1.7	4.45	3.44*	0.59	n.b.
14.06.88	6.2	(t.Gw)	4.4	35.8	0.11	0.03	4.9	0.8	5.40	1.84*	0.74	<0.10

Tab. 36: Entnahmestelle 12 (Quellbereich des Hochfichtenbachs, Enzianfilz), 1 260 m ü. NN, Gauß-Krüger-Koordinaten:46 00 810 (R) 54 35 940 (H)

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - -						I - - - - - - - -		µg/l - - - - - - -			I - - mol/mol - - -	
2.79	0.67	0.52	1.05	0.45	0.88	< 20	< 12	1	< 6			
3.09	0.65	0.57	0.94	0.40	0.79	< 27	< 28	< 3	< 3			
3.28	3.24	0.29	0.45	0.22	0.62	< 6	242	24	85	32	1.0	1.7
5.16	1.93	0.38	0.84	0.37	0.57	29	73	13	34	29	9.3	8.7
4.17	0.87	0.31	0.89	0.37	0.59	20	52	16	14			
3.16	0.87	0.34	0.86	0.37	0.51	< 29	52	< 1	22			
1.68	3.52	0.33	0.52	0.26	0.50	130	448	24	232	100	0.9	1.1
3.20	0.62	0.40	1.04	0.42	0.79	< 45	< 32	6	< 9			
3.06	0.61	0.38	1.00	0.43	0.80	< 6	< 26	<14	< 7			
3.05	0.45	0.43	1.26	0.45	0.73	< 23	< 11	3	< 6			
6.62	3.90	0.57	0.64	0.28	0.72	173	637	26	116	78	0.7	1.0
4.34	3.07	0.30	0.31	0.14	0.34	40	1080	67	< 9	45	0.1	0.2
4.64	2.10	0.38	0.79	0.37	0.76	< 31	134	13	50	18	3.1	3.8
4.86	1.31	0.38	1.01	0.43	0.82	< 24	53	9	10			

Forts. Tab. 36

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
04.06.87	10.0	(s)	4.5	n.b.	n.b.	- 0.04	24.6	1.2	4.16	5.13	0.76	0.00
24.06.87	5.0	(s)	6.8	71.3	n.b.	- 0.01	27.8	1.8	4.29	1.85	0.73	0.00
06.07.87	2.0	(s)	11.5	24.0	0.08	0.03	22.0	1.6	4.96	3.98	0.85	<0.10
21.07.87	1.9	(s)	9.2	27.1	0.14	0.03	41.1	3.1	4.56	9.46	0.73	<0.10
05.08.87	1.9	(s)	6.7	30.3	0.14	0.01	37.4	2.6	4.45	8.30	0.57	<0.10
08.09.87	2.7	(s)	9.3	n.b.	0.12	0.03	45.8	3.3	4.73	10.00	1.03	<0.10
29.09.87	0.5	(t.Gw)	5.3	29.3	0.08	0.04	23.2	2.7	5.32	8.76	0.83	<0.10
26.10.87	0.3	(t.Gw)	4.9	27.0	0.06	0.08	20.9	1.8	5.56	4.04	0.98	1.71
02.05.88	3.0	(s)	0.5	37.5	n.b.	n.b.	9.3	0.4	5.03	3.75*	0.89	n.b.
16.05.88	12.9	(s)	1.8	38.9	0.19	- 0.02	22.8	1.8	4.22	5.99*	0.70	0.00
30.05.88	4.5	(s)	6.0	37.0	0.12	n.b.	24.6	2.3	4.30	6.29*	0.74	0.00
13.06.88	1.9	(s)	9.0	26.7	0.07	0.02	16.0	1.5	4.71	4.86*	0.76	<0.10

Tab. 37: Entnahmestelle 15 (Quellast des Moosbachs, Luchsplatzl), 1160 m ü. NN,
Gauß-Krüger-Koordinaten: 45 79 960 (R) 54 42 820 (H)

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - -						I - - - - - - - -		µg/l - - - - - - -			I - - mol/mol - - -	
4.72	4.59	0.26	0.43	0.34	1.06	< 37	264	18	91	< 4	1.4	2.7
4.66	3.97	0.33	0.68	0.48	0.99	< 27	289	25	125	95	1.8	2.3
4.92	1.95	0.35	0.79	0.51	0.95	25	159	13	72	50	4.2	4.8
2.29	3.25	0.34	0.71	0.49	0.95	88	368	20	212	160	1.9	2.3
2.83	3.07	0.26	0.60	0.36	0.62	84	325	18	201	87	1.6	1.7
2.15	2.36	0.50	0.91	0.46	0.69	111	318	4	292	220	2.5	2.2
3.24	1.80	0.45	1.01	0.48	0.81	47	164	< 3	120			
3.30	3.09	0.63	1.27	0.67	0.94	46	160	7	124			
7.52	2.83	0.47	0.95	0.61	2.56	68	193	<10	23	17	5.4	13.8
4.63	2.93	0.33	0.55	0.30	0.80	41	223	14	107	46	1.8	3.0
5.11	3.31	0.40	0.79	0.48	1.36	< 51	249	17	90	62	1.5	2.4
4.95	2.08	0.33	0.94	0.56	1.22	< 36	128	16	58	36	2.1	3.7

Forts. Tab. 37

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
04.06.87	n.b.	(f.Gw)	4.5	47.3	0.20	0.03	4.7	0.2	4.60	3.97	0.54	<0.10
24.06.87	n.b.	(f.Gw)	7.2	48.0	0.31	0.02	2.0	0.3	4.66	1.04	0.66	<0.10
06.07.87	n.b.	(f.Gw)	6.6	43.3	0.33	0.03	2.4	0.3	4.73	1.35	0.73	<0.10
21.07.87	n.b.	(f.Gw)	5.9	40.5	0.36	0.05	1.3	0.6	5.12	1.35	0.72	<0.10
05.08.87	n.b.	(f.Gw)	5.0	n.b.	n.b.	n.b.	2.9	0.2	4.56	2.55	0.58	n.b.
08.09.87	n.b.	(f.Gw)	5.5	36.8	0.33	0.03	2.5	0.2	4.64	5.64	0.71	<0.10
29.09.87	n.b.	(f.Gw)	4.6	39.8	0.33	0.05	1.8	0.6	4.91	5.55	0.67	<0.10
29.10.87	n.b.	(f.Gw)	5.0	40.5	0.34	0.05	1.6	0.6	4.88	2.41	0.86	<0.10
02.05.88	geschlossene Altschneedecke				-	-	-	-	-	-	-	-
16.05.88	n.b.	(f.Gw)	4.6	37.1	n.b.	n.b.	1.8	0.1	4.53	2.50*	0.49	n.b.
30.05.88	n.b.	(f.Gw)	n.b.	40.9	0.30	0.03	3.4	0.5	4.45	2.77*	0.52	<0.10
13.06.88	n.b.	(f.Gw)	5.1	43.5	0.26	0.03	2.2	0.7	4.64	2.57*	0.60	<0.10

Tab. 38: Entnahmestelle 16 (Luchsplatzl, Quellast des Moosbachs, Quellmoorfleck), 1 165 m ü. NN, Gauß-Krüger-Koordinaten: 45 79 375 (R) 54 42 740 (H)

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - -						I - - - - - - µg/l - - - - - -			
7.16	6.98	1.05	0.54	0.43	1.83	<21	695	53	< 6
7.70	6.62	1.21	0.55	0.52	1.73	<35	442	49	8
7.71	5.91	1.28	0.62	0.57	1.86	76	336	37	<13
7.08	5.19	1.28	0.57	0.54	1.79	< 1	276	32	< 7
6.34	6.98	1.01	0.48	0.38	1.32	<24	707	56	< 5
7.00	5.33	1.46	0.63	0.55	1.44	<28	246	42	<12
7.44	5.37	1.44	0.60	0.59	1.83	<15	216	30	<14
6.98	5.18	1.87	0.78	0.59	1.90	< 4	177	34	< 5
-	-	-	-	-	-	-	-		
7.58	6.71	0.95	0.57	0.38	1.32	<28	653	14	109
7.09	6.09	1.28	0.63	0.56	2.10	<32	467	39	11
7.41	6.06	1.32	0.69	0.56	2.04	58	468	43	<13

Forts. Tab. 38

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
02.05.88	n.b.	(s)	0.5	57.9	n.b.	n.b.	11.7	0.4	4.05	4.15*	0.51	0.00
16.05.88	n.b.	(s)	5.2	33.8	0.18	n.b.	12.6	0.7	4.12	4.30*	0.56	0.00
30.05.88	n.b.	(s)	n.b.	42.0	0.15	n.b.	10.3	0.7	4.31	3.91*	0.63	n.b.
13.06.88	n.b.	(s)	9.2	37.1	0.14	n.b.	8.9	0.8	4.31	3.68*	0.57	n.b.

Tab. 39: Entnahmestelle 17 (temporäres Fließgerinne, Luchsplatzl),
Gauß-Krüger-Koordinaten: 45 79 625 (R) 54 42 870 (H), 1 150 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - I - - - - - - - - - µg/l - - - - - - - - I - - mol/mol - - -												
6.92	5.67	0.64	1.15	0.33	1.04	174	964	20	39	17	0.5	0.9
5.35	4.98	0.31	0.62	0.28	0.80	34	645	17	37	9	0.5	0.9
5.99	4.66	0.32	0.81	0.40	1.22	44	490	17	18	<12	1.0	1.8
5.86	4.04	0.42	1.04	0.43	1.24	56	339	8	18	< 5	1.4	2.5

Forts. Tab. 39

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
05.05.88	n.b.	(f.Gw)	6.5	83.2	n.b.	n.b.	4.3	0.0	4.76	0.79*	5.18	n.b.
18.05.88	n.b.	(f.Gw)	9.4	86.1	n.b.	n.b.	6.8	0.5	4.95	1.92*	6.52	n.b.
01.06.88	n.b.	(f.Gw)	6.7	91.2	0.34	0.05	3.9	0.5	4.74	0.61*	6.58	<0.10
15.06.88	n.b.	(f.Gw)	7.0	87.9	0.39	0.40	3.0	0.5	4.84	0.21*	6.79	<0.10
zum Vergleich: Wasser aus Grundwasserbrunnen (Ablauf)												
04.06.87	n.b.	(t.Gw)	7.0	227.0	0.22	0.04	6.0	0.3	6.58	2.45	38.72	24.22

Tab. 40: Entnahmestelle 14 (Grundwassergespeistes Rinnsal am Hohen Bogen, schwache Schüttung), Gauß-Krüger-Koordinaten: 45 67 910 (R) 54 56 010 (H), 995 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - -						I - - - - - - - - -		µg/l - - - - - - - -			I - - mol/mol - - -	
12.63	11.27	0.18	1.95	1.90	6.00	< 5	<17	25	<11	<11	>123.8	>238.1
13.82	11.80	0.18	2.12	2.30	7.13	<20	<39	32	10	11	> 65.7	>123.1
12.40	10.41	0.19	2.13	2.18	6.40	46	293	46	< 8	11	9.5	17.0
12.71	10.38	0.31	2.27	2.21	6.39	<19	194	30	<11	<10	12.7	22.1
zum Vergleich: Wasser aus Grundwasserbrunnen (Ablauf)												
13.42	9.48	0.82	4.42	6.33	22.59	<25	<25	7	17	<14		

Forts. Tab. 40

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
03.10.86	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30.10.86	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04.06.87	n.b.	(s)	8.5	80.0	n.b.	- 0.08	26.5	1.1	4.00	8.66	1.10	<0.10
27.06.87	n.b.	(s)	11.7	43.3	n.b.	n.b.	28.9	2.1	4.07	9.50	0.48	<0.10
08.07.87	n.b.	(s)	16.0	88.1	n.b.	- 0.10	33.2	1.4	3.84	20.00	1.24	<0.10
22.07.87	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
05.08.87	n.b.	(s)	9.7	34.2	n.b.	n.b.	33.2	2.0	4.31	11.14	0.67	<0.10
09.09.87	kein Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 41: Entnahmestelle 18 (temporäres Fließgerinne am Hohen Bogen),
Gauß-Krüger-Koordinaten: 45 67 730 (R) 54 56 070 (H), 1 118 m ü. NN

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t	Fe_{stab}	Mg/Al^{3+}	Ca/Al^{3+}
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - - - - I - - - - - - - - - µg/l - - - - - - - - I - - mol/mol - - -												
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<0.10	4.36	0.55	0.52	0.09	0.28	203	404	12	262	188	0.4	0.9
3.07	11.88	1.21	0.38	0.24	1.90	<19	596	287	287	< 7	0.5	2.2
<0.10	7.38	0.71	0.18	0.18	1.05	44	278	217	366	144	0.8	2.9
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0.57	18.99	2.19	0.30	0.44	2.10	32	828	442	547	158	0.6	1.7
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<0.10	5.68	0.94	0.24	0.17	0.70	35	294	215	395	132	0.7	1.8

Forts. Tab. 41

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Datum	Q l/s	hydr. Verh.	Temp. °C	elektr. Leitf. µS/cm	Basen-kap. mmol/l	Säure-kap. mmol/l	Abs. 254nm m^{-1}	Abs. 436nm m^{-1}	pH	DOC	Cl^-	HCO_3^-
										I- - mg/l - - - - -		
19.05.88	Altschneeprobe nahe Entnahmestelle 3 (Bestand)							1.1	5.55	n.b.	0.40	n.b.
18.05.88	Altschneeprobe nahe Entnahmestelle 12 (Bestand)							0.7	6.39	n.b.	0.31	n.b.
19.05.88	Altschneeprobe nahe Entnahmestelle 9 (Bestand)							0.5	5.52	n.b.	0.43	n.b.

Tab. 42: Schneeproben aus verschiedenen Hochlagen-Untersuchungsgebieten (Schneeschmelze 1988)

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
NO_3^-	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Al_{stab}	Al_t	Mn_t	Fe_t
- - - - mg/l - - - - - - - - - - - - - -						I - - - - - -		µg/l - - - - - -	
<0.10	<0.10	0.30	0.50	0.04	0.10	<36	230	32	38
0.69	<0.10	0.37	0.46	0.04	0.10	<32	< 10	2	80
1.08	0.64	0.30	0.50	0.06	0.18	<48	< 29	3	24

Forts. Tab. 42

LEBENSLAUF

Ich, Helmwart Eckehard Förster, wurde am 19.10.1956 als drittes Kind der Eheleute Josef und Elisabeth Förster in Würzburg geboren.

Von 1963-68 besuchte ich die Volksschule in Bad Brückenau, und von 1968-1977 das Realgymnasium in Bad Neustadt a. d. Saale, wo ich mit der allgemeinen Hochschulreife abschloß.
Von 1978-84 studierte ich an der LMU München Geographie mit den Nebenfächern Bodenkunde und Geologie. Diese Ausbildung schloß ich mit dem Diplom ab.
Im Sommer 1985 begann ich am Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU München mit der vorliegenden Dissertation.

ERKLÄRUNG

Ich versichere, daß ich die vorliegende Arbeit mit dem Thema

BODENKUNDLICHE UND HYDROLOGISCH-HYDROCHEMISCHE
UNTERSUCHUNGEN IN AUSGEWÄHLTEN HOCHLAGENGEBIETEN
DES INNEREN BAYERISCHEN WALDES

selbständig durchgeführt und schriflich ausgearbeitet habe. Es wurden von mir nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet. Der Umfang der in Anspruch genommenen Hilfeleistungen ist im Vorwort und in den entsprechenden Kapiteln angegeben.

München, im Dezember 1988

Helmwart Förster